

**João Filipe Caetano Rosa**

**Gestão de Veículos em Fim de Vida:  
Do Contexto Internacional à Realidade Portuguesa**

**Lisboa  
2009**



**Aos meus pais. Esta tese também é vossa. Obrigado!**



## Agradecimentos

Ao Professor Doutor Rui Ferreira dos Santos, Professor Associado no Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, desejo expressar o meu profundo agradecimento pela orientação da tese. A sua boa disposição, os conselhos e as suas ideias foram determinantes para o desenvolvimento do meu trabalho e incentivo extra nos momentos certos.

Ao Engenheiro José Amaral, Valorcar, agradeço a sua disponibilidade e os preciosos esclarecimentos sobre a rede Valorcar e a gestão de VFV em Portugal.

Ao Engenheiro João Garcia, à Engenheira Cristina Carrola e à Engenheira Inês Santos, pertencentes à APA, gostaria de agradecer toda a paciência e disponibilidade que revelaram possuir para o esclarecimento de dúvidas relacionadas com a gestão de VFV em Portugal.

Ao Sr. Mário Coelho, CCDD-Centro, e ao Engenheiro Carlos Braga, CCDD-Alentejo, agradeço os esclarecimentos prestados sobre a monitorização de VFV e o papel que as CCDD possuem neste sector.

Gostaria ainda de agradecer:

Ao investigador Panate Manomaivibool, do IIIIEE (Universidade de Lund – Suécia), pelos conselhos dados sobre os campos de estudo e a aplicação do princípio da EPR.

Ao investigador Knut Sander, Ökopol (Institute for Environment Strategies), ao Sr. Andreas Kern, ARGE-Altauto, ao Sr. Klaus-Dieter Koss, (GESA), e à Sr.<sup>a</sup> Regina Kohlmeyer, Agência Federal do Ambiente (German UBA), pela preciosa ajuda na caracterização do programa de gestão de VFV alemão.

Ao Sr. Hans Zetterling e à Sr.<sup>a</sup> Helen Lindqvist, Swedish EPA, ao Sr. Janeric Biwall, Transportstyrelsen, ao Sr. Tommy Hultberg, BIL Sweden AB, e ao Sr. Martin Ålund, Stena Recycling AB, pelas informações disponibilizadas e esclarecimentos decisivos na elaboração do cenário sueco.

Ao Sr. John James, Departamento da Protecção do Ambiente (Estado do Maine), à Dr.<sup>a</sup> Claudia Duranceau, Ford Motor Company, ao Sr. Richard Paul, consultor ligado à

reciclagem de automóveis nos Estados Unidos, à Sr.<sup>a</sup> Ginny Whelan, Presidente da ARA Educational Foundation, ao Dr. David Waggoner e à Sr.<sup>a</sup> Danielle Waterfield, Institute of Scrap Recycling Industries, ao Sr. Kent Kiser, da Revista Scrap e membro da Institute of Scrap Recycling Industries, ao Sr. Todd Davis, United States Council for Automotive Research, e à Sr.<sup>a</sup> Mary Bills, Directora Executiva da ELVS, pelo esforço demonstrado em me responder às dúvidas levantadas sobre o funcionamento do NVMSRP e o modo como a gestão de VFV se realiza nos Estados Unidos.

Agradeço também:

Ao Departamento Automóvel do Ministério da Economia, Comércio e Indústria do Japão (METI) pela disponibilização de informação relativa à gestão de VFV no Japão.

Ao Korea Institute of Science and Technology Information (KISTI), por me ter disponibilizado estudos sobre o programa japonês.

Ao Ministério da Habitação, Planeamento e Ambiente da Holanda, por me ter fornecido informação sobre o programa holandês.

À Secretaria de Estado do Ambiente em Portugal, por me ter esclarecido sobre o processo de monitorização de VFV, assim como disponibilizado um conjunto de dados estatísticos sobre a acção nacional de erradicação de depósitos ilegais de VFV.

Por fim gostaria de expressar a minha gratidão:

Aos meus amigos, pelos momentos de boa disposição e pela paciência demonstrada. É sobretudo pela vossa amizade que vos agradeço!

À minha família, pelo apoio inquestionável, pela paciência inesgotável e pela enorme confiança que em mim depositaram.

## Resumo

Neste trabalho estuda-se a forma como a gestão do final de vida dos veículos é abordada no contexto internacional e numa realidade mais específica como é a portuguesa. Pretende-se analisar as consequências que a regulação, e especificamente a aplicação da Responsabilidade Alargada do Produtor, tem na gestão deste tipo de resíduos. A compreensão do modo como internacionalmente se encara o problema do tratamento e valorização dos Veículos em Fim de Vida é também apontado como objectivo. Em relação ao contexto português, pretende-se estudar as suas principais características e, através dos conhecimentos adquiridos na análise internacional, incrementar o seu desempenho.

O estudo analisou a União Europeia e o Japão, por serem regiões nas quais a gestão de Veículos em Fim de Vida foi alvo de regulação, e os Estados Unidos da América, onde as leis de mercado são o único factor a influenciar esta actividade. Constatou-se que o principal problema na valorização dos Veículos em Fim de Vida é o processamento da fracção composta por resíduos de fragmentação, constituindo aproximadamente 20 a 25% da massa total da viatura. O programa japonês é o mais eficaz não só no incentivo à inovação e ao design para final de vida como também à prevenção e redução de resíduos. Na União Europeia existem maiores dificuldades em promover estas práticas, sendo os Estados Unidos a região onde se verificam menos incentivos. Verificou-se também que a responsabilização do produtor garante o tratamento e a valorização deste tipo de resíduos, permitindo que o eco-design e design para o final de vida sejam estimulados. A responsabilização financeira do produtor é um factor determinante para que se observe o estímulo a estas práticas.

No que diz respeito a Portugal, verificou-se que o sistema que financia a gestão de Veículos em Fim de Vida estimula de forma deficiente a prevenção e as práticas de design para final de vida. A presença de operadores ilegais e a falta de competição são também apontados como principais ameaças à viabilidade do programa. Para melhorar o seu desempenho propôs-se a responsabilização financeira dos produtores apenas para a fracção do veículo com maior dificuldade em ser valorizada; a diferenciação da prestação paga pelos produtores pela gestão dos seus veículos; o alargamento às outras categorias das medidas aplicadas às três classes focadas pela Directiva 2000/53/CE e a criação de uma ou mais entidades que façam a gestão deste tipo de resíduos.





## **Abstract**

The purpose of this thesis is to study how end-of-life vehicle management is done internationally and in a particular context like the Portuguese program. It pretends to study how regions like the European Union, Japan and the United States of America have acted to solve this problem. Also, this thesis seeks to analyse what consequences have the regulation of end-of-life vehicle activity (more specifically, the consequences of Extended Producer Responsibility in the end-of-life vehicle management). For the Portuguese reality, it pretends to study the main characteristics of this program and apply all the knowledge learn from the international analysis to this context.

In the present study it was considered that the main problem for the end-of-life vehicle recovery corresponds to the treatment of the shredder residue, which constitutes 20 to 25 % of the vehicle. The Japanese program is the most effective to promote innovation and design for environment which consequently will stimulate prevention and waste reduction. In relation to this aspect, the European programs have more difficulties to incentive the adoption of such practices. United States is the region where innovation and design for the environment are less stimulated. In this thesis, it was concluded that with the producer responsibility the end-of-life vehicle recovery and treatment are guaranteed. This principle also promotes innovation and design for environment. The producer financial responsibility is the key factor to promote those kinds of practices.

Regarding the Portuguese context, it was found that in this program the financial system gives poor incentives to waste prevention and to design for end-of-life. In addition, this program also has problems related to the presence of illegal agents and lack of competition. The present study has proposed the adoption of several measures to increase the program performance. The most important are: the restriction of the producer financial responsibility to the vehicle fraction which is more difficult to recover; the differentiation of the tax paid by producers for the end-of-live management of their vehicles; the application of the measures stipulated by the Directive 2000/53/EC to the other categories of vehicles and the creation of one or more entities capable of managing the recovery of this kind of residues.



# Índice Geral

## Índice de Figuras

## Índice de Tabelas

## Simbologia

<b>1. Introdução</b>	1
<b>2. Metodologia</b>	5
<b>3. Instrumentos de Política de Ambiente</b>	9
3.1. Instrumentos de comando e controlo	9
3.2. Instrumentos de mercado	10
3.3. Instrumentos de informação e actuação voluntária	13
<b>4. Responsabilidade Alargada do Produtor</b>	19
4.1. Definição e Principais Objectivos	19
4.2. Critérios base para aplicação do EPR	20
4.3. Tipos de responsabilidade	22
4.4. Organizações vocacionadas para o cumprimento da responsabilidade do produtor	24
4.5. Responsabilidade colectiva ou individual?	25
4.6. EPR e o Princípio do Poluidor-Pagador	35
4.7. Potenciais desafios	36
4.7.1. Exportação e Deposição Ilegais	36
4.7.2. Produtos Órfãos e Históricos	37
4.7.3. Free-riders	40
4.8. Capacidade de Inovação/Design para o Ambiente	43
4.9. Monitorização	48
<b>5. Gestão dos Veículos em Fim de Vida (VfV): Experiência Internacional</b>	51
5.1. Europa	56
5.1.1. Alemanha	60
5.1.2. Suécia	66
5.1.3. Holanda	74
5.2. Estados Unidos da América	80
5.3. Japão	91

<b>6. Gestão dos VFV em Portugal</b>	103
6.1. Política e Legislação	105
6.2. Caracterização do Sistema	111
6.2.1. Esquema de gestão dos VFV	111
6.2.2. Principais Actores do Sistema	112
6.2.3. Cancelamento do Registo e IUC	121
6.2.4. Sistema Financeiro	121
6.2.5. Monitorização	122
6.2.6. Abandono e Deposição Ilegal de Veículos	124
<b>7. Análise Comparativa: Portugal e os Casos de Estudo Internacionais</b>	131
7.1. Vertentes do Estudo	131
7.2. Análise e Comparação dos Sistemas	134
7.2.1. Esquema Institucional	134
7.2.2. Particularidades das Políticas Implementadas	142
7.2.3. Sistema de Financiamento	150
7.2.4. Monitorização e Sistemas de Informação	155
7.3. Considerações Gerais sobre os Sistemas Analisados	160
<b>8. Análise Específica: Caso Português</b>	165
8.1. Entrega do VFV	165
8.2. Organização da Rede Valorcar	168
8.3. Sistema de Financiamento	170
8.4. Monitorização e Sistema de Informação	174
8.5. Propostas de Melhoria do Sistema Português	178
<b>9. Conclusões</b>	183
<b>10.Desenvolvimentos Futuros</b>	191
<b>Bibliografia</b>	193
<b>Anexos</b>	209
Anexo I	211
Anexo II	221
Anexo III	225

# Índice de Figuras

Fig. 1.1 – Hierarquia da gestão de resíduos.....	2
Fig. 2.1 – Esquema do trabalho desenvolvido.....	8
Fig. 4.1 – Modelo da Responsabilidade Alargada do Produtor.....	23
Fig. 4.2 – Fluxos monetários e de materiais num sistema EPR tradicional.....	25
Fig. 5.1 – Distribuição de veículos motorizados nos finais de 2006.....	51
Fig. 5.2 – Ciclo de vida de um veículo.....	52
Fig. 5.3 – Comparação dos vários impactes ocorrentes ao longo do ciclo de vida de um veículo genérico de 1995.....	53
Fig. 5.4 – Cadeia de manuseamento de um VFV.....	54
Fig. 5.5 – Política e legislação sobre VFV na União Europeia.....	60
Fig. 5.6 – Esquema de gestão dos VFV na Alemanha.....	63
Fig. 5.7 – Esquema de gestão dos VFV na Suécia .....	71
Fig. 5.8 – Esquema de gestão dos VFV na Holanda.....	77
Fig. 5.9 – Esquema de gestão dos VFV nos Estados Unidos da América.....	84
Fig. 5.10 – Esquema de gestão dos VFV no Japão.....	96
Fig. 5.11 – Sistema de monitorização japonês.....	101
Fig. 6.1 – Vendas de veículos em Portugal.....	103
Fig. 6.2 – Evolução do parque automóvel em Portugal.....	104
Fig. 6.3 – Distribuição do parque automóvel em Portugal no ano de 2006.....	104
Fig. 6.4 – Esquema de gestão dos VFV em Portugal.....	112
Fig. 6.5 – Distribuição dos operadores de VFV em Portugal.....	118
Fig. 6.6 – Municípios aderentes ao protocolo realizado com a Valorcar.....	121
Fig. 6.7 – Veículos entregues ao abrigo do Incentivo Fiscal ao Abate de VFV.....	127
Fig. 6.8 – Acção de erradicação de depósitos ilegais de VFV em Portugal.....	128
Fig. 6.9 – Resolução do problema dos depósitos ilegais por região de Portugal.....	129

Fig. 6.10 – Principais motivos evocados para entregar os VFV nos centros Valorcar.....	130
---	-----

## Índice de Tabelas

Tabela 4.1 – Exemplos de sistemas de gestão do fim de vida de produtos e respectivos tipos de responsabilidade.....	32
Tabela 4.2 – Vantagens e dificuldades de sistemas de natureza individual e colectiva.....	34
Tabela 4.3 – Taxa aplicada no sistema <i>Duales System Deutschland</i> em 2002....	47
Tabela 5.1 – Metas da Lei da Reciclagem de VFV.....	94
Tabela 5.2 – Metas do programa voluntário da JAMA.....	95
Tabela 6.1 – Metas de valorização, reciclagem e reutilização relativas ao Decreto-Lei 196/2003.....	107
Tabela 6.2 – Taxas de valorização, reciclagem e reutilização relativos ao Decreto-Lei 230/2004.....	111
Tabela 9.1 – Síntese das propostas de alteração ao programa de gestão de VFV em Portugal.....	190





## Simbologia

ACAP	Associação do Comércio Automóvel de Portugal
ACP	Automóvel Clube de Portugal
AIMA	Associação dos Industriais de Automóveis
ANAREPRE	Associação Nacional dos Recuperadores de Produtos Recicláveis
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
ARGE-Altauto	<i>Arbeitsgemeinschaft Altauto</i>
ARN	<i>Auto Recycling Nederland BV</i>
ASAE	Autoridade de Segurança Alimentar e Económica
BDSV	Associação de Recicladores na Alemanha ( <i>Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling-und Entsorgungsunternehmen</i> )
CAGER	Comissão de Acompanhamento da Gestão de Resíduos
CCDR	Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional
EEE	Equipamentos Eléctricos e Electrónicos
ELVS	<i>End of Life Vehicle Solutions Corporation</i>
EPA	Agência de Protecção do Ambiente ( <i>Environmental Protection Agency</i> )
EPR	Responsabilidade Alargada do Produtor ( <i>Extended Product Responsibility</i> )
GESA	<i>Gemeinsame Stelle Altfahrzeuge der Bundesländer</i>
IGA	Associação de Desmanteladores na Alemanha ( <i>Interessengemeinschaft der Deutschen Autoverwerter</i> )
IGAOT	Inspecção-Geral do Ambiente e do Ordenamento do Território
IMTT	Instituto da Mobilidade e dos Transportes Terrestres
ISV	Imposto Sobre Veículos
IUC	Imposto Único de Circulação
JAMA	Associação de Fabricantes Japoneses de Automóveis ( <i>Japan Automobile Manufacturers Association</i> )
JARC	<i>Japan Automobile Recycling Promotion Center</i>

LOGRNU	Lista de Operadores de Gestão de Resíduos Não Urbanos
NVMSRP	<i>National Vehicle Mercury Switch Recovery Program</i>
PPP	Princípio do Poluidor-Pagador
PRO	Organizações vocacionadas para o cumprimento da responsabilidade do produtor ( <i>Producer Responsibility Organisation</i> )
RDW	<i>RoadRijksdienst voor het Wegverkeer</i>
REEE	Resíduos de Equipamentos Eléctricos e Electrónicos
SHARL	Lei sobre a Reciclagem de Electrodomésticos ( <i>Specified Home Appliance Recycling Law</i> )
SIGOU	Sistema Integrado de Gestão de Óleos Usados
SIPAU	Sistema Integrado de Pilhas e Acumuladores Usados
SIRER	Sistema Integrado de Registo Electrónico de Resíduos
SIV	Sistema de Informação da Valorcar
USCAR	<i>United States Council for Automotive Research</i>
VDA	<i>Verband der Automobilindustrie</i>
VFV	Veículos em Fim de Vida
VPR	<i>Vehicle Recycling Partnership</i>
VROM	Ministério do Ambiente da Holanda

# 1. Introdução

A política de resíduos é uma abordagem ambiental que assenta em objectivos e estratégias que visam a preservação dos recursos naturais e a minimização dos impactes negativos no meio. Recentemente, esta vertente tem vindo a ganhar cada vez maior relevo nas opções estratégicas de cada país. Uma gestão de resíduos que seja bem executada representa não só a obtenção de um maior bem-estar ambiental, como também de uma melhor eficiência na utilização de recursos, o que directa ou indirectamente conduzirá a uma maior eficiência económica. Assim, progressivamente tem-se verificado uma aposta no desenvolvimento de novas abordagens, de novos métodos capazes de melhorar o desempenho associado à gestão de resíduos.

Como definição adoptada pela União Europeia, segundo a Directiva 2006/12/CE, os resíduos são produtos ou materiais de que o detentor se desfaz ou tem a intenção ou obrigação de se desfazer. Em termos gerais os resíduos têm uma imagem negativa. Por norma, o cidadão comum retrata-os como materiais que já não possuem qualquer tipo de valor. Nesta perspectiva, os resíduos representam apenas um custo, um material poluente que necessita de ser convenientemente tratado. No entanto, apesar desta visão menos positiva, existe cada vez mais uma concepção do problema onde os resíduos são encarados como matérias-primas, substâncias que podem ser aproveitadas e valorizadas por várias actividades económicas. Em relação à sua classificação, os resíduos podem ser divididos em 3 grandes categorias (APA, 2009a, 2009b, 2009c, 2009d):

- Resíduos urbanos – mistura de materiais e objectos provenientes de habitações ou de locais que emitam resíduos cujas características sejam similares aos anteriores;
- Resíduos sectoriais – as 3 principais classes deste tipo de resíduos são os industriais (originários de processos produtivos industriais, assim como de actividades de produção de electricidade, água e gás), os hospitalares (provenientes de actividades ligadas ao sector da saúde, relacionadas com seres humanos ou animais, de ensino e em qualquer outras que envolvam procedimentos invasivos, tais como acupunctura, piercings e tatuagens) e os agrícolas (resultantes das explorações agrícolas, pecuárias ou similares);
- Fluxos especiais – compostos por resíduos provenientes de determinada actividade/produto específico. São exemplos deste tipo de resíduos, os Veículos

em Fim de Vida (VFV), os resíduos de construção e demolição, Resíduos de Equipamentos Eléctricos e Electrónicos (REEE), entre outros.

Com a introdução de novas abordagens e o desenvolvimento do sector ligado à gestão de resíduos, estabeleceu-se uma ordem na qual se prioriza os procedimentos que normalmente se devem adoptar. Assim ficou estipulado que a prevenção deve ser o princípio base para a gestão de resíduos. Caso se evite a geração de resíduos não é necessário preocupar-se com o seu manuseamento nem valorização, pois estes não existem. Por outro lado, se não for possível a prevenção dever-se-á apostar na reutilização. Quanto maior for o potencial de reutilização do produto, menor será a necessidade deste ser substituído e por isso menor será o consumo de recursos e a geração de resíduos. Depois da reutilização, as práticas que deverão ser adoptadas são a reciclagem e a valorização energética. A primeira tem prioridade sobre a segunda e permite reabilitar os materiais que constituem os resíduos, ou seja, torná-los mais uma vez em matérias-primas para serem incorporados em novos produtos. A valorização energética, por sua vez, utiliza os resíduos para a produção de energia. Por último, caso não seja possível a execução destas operações, os resíduos deverão ser depositados em aterro. Repare-se que a ordem desta hierarquia é flexível e por vezes pode alterar consoante a complexidade do resíduo em questão. A figura 1.1 representa a hierarquia dos procedimentos de gestão de resíduos.



**Fig. 1.1 – Hierarquia da gestão de resíduos** (Adaptado de Comissão Europeia, 2005)

Para além da hierarquização dos procedimentos, existem também outros princípios que podem ser fundamentais na gestão de resíduos. Estes podem ser exemplificados

pelos princípios da precaução, da proximidade, do poluidor-pagador ou da Responsabilidade Alargada do Produtor (*Extended Product Responsibility*, EPR).

Este trabalho terá como tema de estudo a gestão de um tipo de fluxo de resíduos específico, os Veículos em Fim de Vida, tendo como principais objectivos:

- A análise da forma como determinados países englobados no contexto da União Europeia (Portugal, Suécia, Alemanha e Holanda), o Japão e os Estados Unidos da América encararam o problema da gestão do final de vida de veículos. Como foram estruturados os seus sistemas e quais as principais características que cada um possui;
- A análise da aplicação da Responsabilidade Alargada do Produtor na gestão de Veículos em Fim de Vida, comparando o modo como esta abordagem e uma baseada nas leis de mercado poderão influenciar este sector;
- A comparação dos desempenhos que cada país possui na gestão deste tipo de resíduos. A identificação das falhas e dos pontos fortes de cada sistema. A identificação do país que incentiva melhor as práticas de prevenção e redução de resíduos e quais são as características determinantes para que isso se verifique;
- O estudo das características específicas do sistema português, percebendo qual foi a sua evolução, quais são os pontos em que verifica tais melhorias e quais são as suas principais falhas;
- A contribuição para a melhoria da *performance* do sistema português, propondo medidas que permitam incrementar os seus índices de rendimento. Neste ponto, pretende-se aplicar os conhecimentos que foram adquiridos com a análise dos casos internacionais.



## 2. Metodologia

O principal objecto de estudo é o modo como os VFV são geridos em várias regiões do mundo. Neste sentido, optou-se por seleccionar a União Europeia, Japão e Estados Unidos da América para a execução do presente documento. Para além destas regiões possuírem a maioria dos veículos motorizados existentes no mundo, os motivos que estão por detrás da referida decisão traduzem-se nos diferentes tipos de abordagens à gestão de VFV que estes locais decidiram adoptar. A União Europeia e o Japão têm programas baseados no princípio da EPR, enquanto que os Estados Unidos decidiram apenas se basear nas forças de mercado para a resolução do problema. Por outro lado, nas regiões que optaram por regular este sector, a EPR é aplicada de forma distinta, existindo diferenças na estrutura e nas funções de cada programa.

Dentro do âmbito europeu, decidiu-se analisar quatro realidades: a Suécia, a Alemanha, a Holanda e Portugal. A escolha dos três primeiros países deveu-se ao facto de, no contexto europeu, os programas aí existentes possuírem evoluções e abordagens distintas. A Suécia foi dos primeiros países a regular o sector dos VFV, sendo um dos principais impulsionadores da aplicação da EPR ao sector. O seu sistema é essencialmente de carácter colectivo. Neste país, os processos de final de vida são administrados por uma entidade privada. Na Alemanha, a principal característica do seu programa está no facto dos sistemas de gestão de VFV serem de natureza individual. O peso que este país tem no sector dos veículos motorizados é também um factor que contribuiu para o seu estudo. Em relação à Holanda, o seu sistema é sobretudo marcado pela existência de uma entidade colectiva sem fins lucrativos que administra os processos de final de linha deste tipo de resíduos. Por último, a selecção de Portugal é explicada pelos objectivos do trabalho, nos quais se estabelece o compromisso de estudar com maior detalhe a realidade portuguesa.

Para o desenvolvimento do estudo foi necessário recolher um conjunto de dados e informações relativas ao conceito da EPR e às características e funcionamento dos vários programas. Assim, com o intuito de reunir toda a informação necessária, consultou-se estudos e relatórios sectoriais, documentos científicos e informativos, bem como alguma legislação sobre o objecto do trabalho. Em paralelo, procurou-se estabelecer contactos com indivíduos ou instituições ligadas à gestão de VFV. O meio preferencial para o esclarecimento de dúvidas e a obtenção de informação mais

específica dos programas internacionais foi por via de correio electrónico. Em Portugal, embora se usasse o email para a aquisição deste tipo de informação, a via telefónica foi utilizada com maior frequência. Instituições como a Valorcar, organismos públicos (APA, IGAOT ou CCDR) ou operadores do sistema foram também contactados por telefone<sup>1</sup>.

A recolha de informação na componente relacionada com a EPR foi especialmente direccionada para as vertentes e abordagens deste conceito, os seus pontos fracos e fortes, assim como a sua aplicação na gestão de alguns tipos de resíduos. Por outro lado, na gestão de VFV, procurou-se entender como os veículos são encarados por cada sistema. Foram desenvolvidos esforços para se perceber o papel dos vários agentes nos programas analisados. Vertentes como o registo de veículos, o financiamento, a monitorização ou o sistema de informação foram igualmente alvo de caracterização.

Com o objectivo de avaliar a eficácia no combate ao abandono e à participação em esquemas ilícitos do novo imposto sobre veículos criado em Portugal (o Imposto Único de Circulação), decidiu-se efectuar uma sondagem à população do distrito de Lisboa. Neste sentido, calculou-se a dimensão da amostra e elaborou-se o questionário a ser realizado. Seleccionou-se o telefone como via para execução do inquérito e após a recolha dos dados procedeu-se ao seu tratamento estatístico. Para maior detalhe sobre a realização desta sondagem consultar o Anexo I.

Em relação à análise efectuada optou-se por realizar dois exercícios distintos:

- Uma abordagem internacional, não só se estudando a forma como os programas foram implementados, como também comparando os seus desempenhos;
- Um estudo específico à *performance* do programa português.

Em ambos os casos a análise possui um carácter que no essencial é qualitativo. Na abordagem internacional, decidiu-se comparar as características dos programas japonês, norte-americano e dos países europeus que foram seleccionados. Procurou-se evidenciar as vantagens que alguns tinham sobre os demais e encontrar as principais ameaças à gestão de VFV nestes países. Como vertentes que foram escolhidas, optou-se por analisar a organização e estruturas dos sistemas, os seus financiamentos, a

---

<sup>1</sup> A informação referente a Portugal foi recolhida até Maio de 2009. Outras alterações e desenvolvimentos que decorreram após esta data não foram tidos em conta.

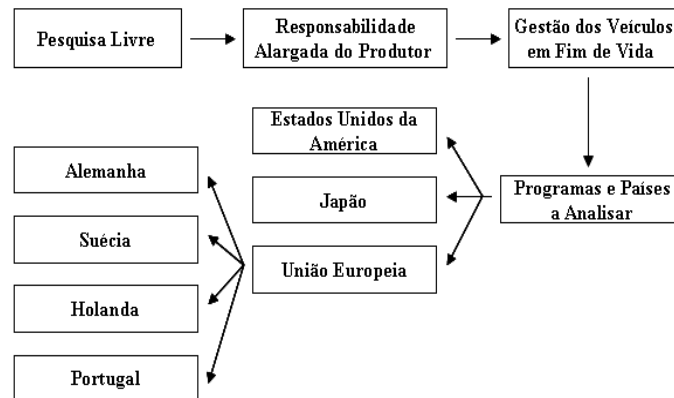


monitorização e sistemas de informação e algumas particularidades que podem influenciar de forma decisiva o desempenho dos vários programas. Em todo o processo, procurou-se ter em conta factores como a eficiência económica ou a eficácia ambiental. A capacidade de prevenir e reduzir resíduos, o estímulo ao eco-design e design para o final de vida são também abordados durante a análise. No que diz respeito à responsabilidade do produtor, procurou-se evidenciar o modo como este agente está envolvido na gestão de VFV. A responsabilidade física, financeira e informativa ou a forma como os produtores se organizam para tentar cumpri-la (responsabilidade individual *versus* colectiva) são aspectos que foram focados em todo o processo. Na secção 7.1 é referido de forma mais pormenorizada o conteúdo e o modo como as vertentes da análise internacional foram constituídas.

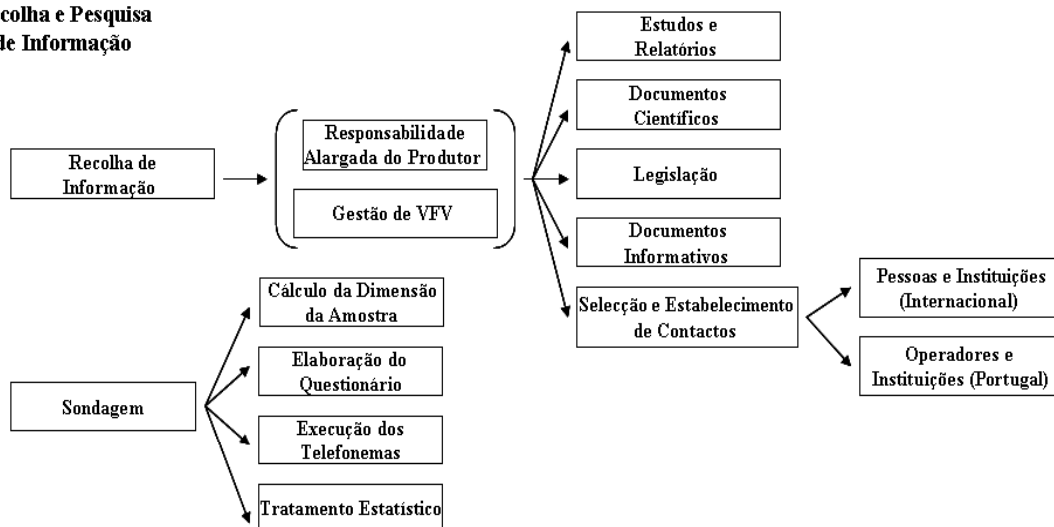
No caso português, optou-se por manter o mesmo esquema de análise. Apenas foi necessário torná-lo mais específico para poder adaptar o exercício à realidade portuguesa. Assim, as vertentes deste estudo específico foram dívidas em entrega do VFV, organização da rede da Valorcar, o financiamento e a monitorização e sistema de informação. Neste estudo, procurou-se aplicar os resultados obtidos na discussão internacional à realidade portuguesa. Como factores que influenciaram a análise, procurou-se utilizar os mesmos aspectos que foram aplicados na abordagem ao contexto internacional.

É ainda necessário referir que no final do exercício internacional decidiu-se fazer um conjunto de considerações gerais não só sobre as *performances* dos programas estudados, como também sobre a regulação e a aplicação da EPR ao sector dos VFV. Na análise ao programa português, optou-se por propor medidas capazes de melhorar a sua prestação. A figura 2.1 representa o fluxograma das várias etapas que foram desenvolvidas ao longo do trabalho.

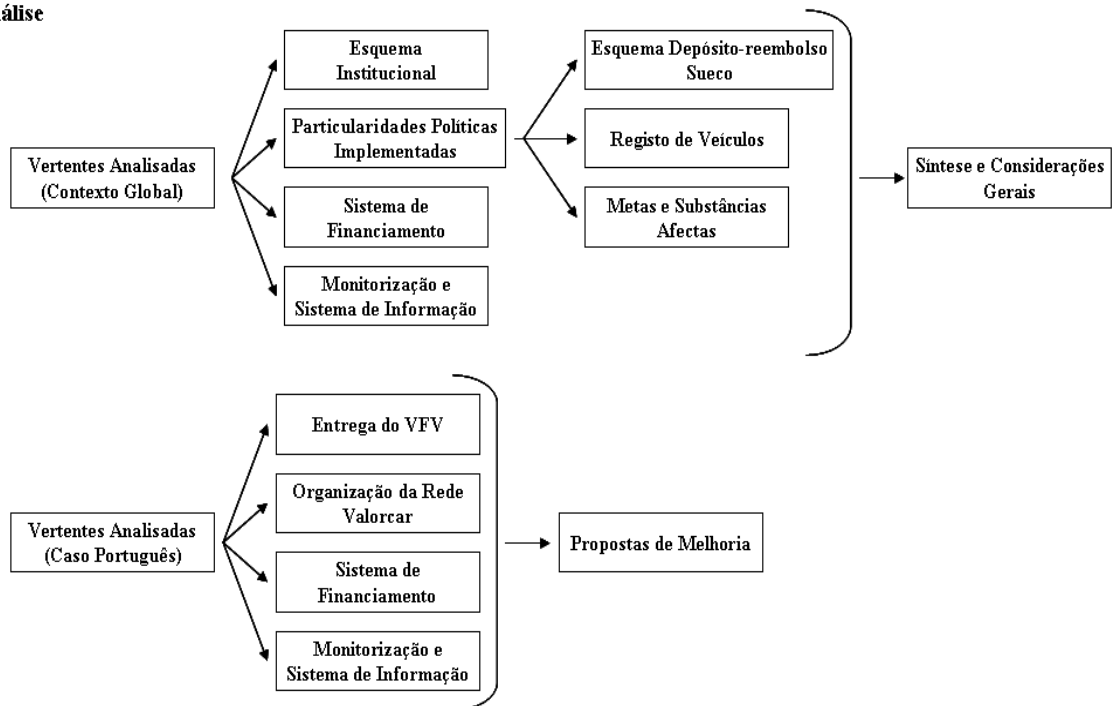
### Seleção do Objecto e Tema da Tese



### Recolha e Pesquisa de Informação



### Análise



### Elaboração das Conclusões e Perspectivas para Estudos Futuros

Fig. 2.1 – Esquema do trabalho desenvolvido

### **3. Instrumentos de Política de Ambiente**

Os instrumentos de política de ambiente constituem um meio ao dispor das autoridades ambientais para fomentar, por parte dos agentes económicos e cidadãos, a adopção de medidas ou as alterações de comportamentos que garantam o cumprimento dos objectivos de política de ambiente. Segundo Santos *et al.* (2002), estes instrumentos podem ser classificados em três categorias: instrumentos de comando e controlo; instrumentos de mercado e instrumentos de informação e actuação voluntária. Para uma melhor compreensão desta vertente, no presente capítulo, caracterizar-se-á de forma mais aprofundada a actuação destes instrumentos essenciais para o sucesso das políticas ambientais.

#### **3.1. *Instrumentos de comando e controlo***

Os instrumentos de comando e controlo ou simplesmente instrumentos regulatórios correspondem à primeira geração de instrumentos de política de ambiente. Este tipo de instrumentos são mecanismos que, para introduzir um comportamento socialmente desejável, utilizam esquemas legislativos que coagem a sociedade civil a cumprir tais directivas (Field e Field, 2002). No caso da política ambiental, os instrumentos de comando e controlo caracterizam-se por exercerem um controlo sobre a quantidade, obrigando os agentes a cumprir o estabelecido, ou seja, obrigando-os a adoptar novos comportamentos, a utilizar tecnologias predefinidas e/ou satisfazer as metas a alcançar. É por este facto que nos casos de incumprimento, os instrumentos regulatórios estão geralmente associados a sistemas de coimas e de contra-ordenação.

No contexto associado à aplicação destes mecanismos, o agente económico não possui nenhuma unidade de valor que lhe permita definir, de acordo com critérios de racionalidade económica, o seu grau de envolvimento com o instrumento. Assim este facto poderá significar uma ineficiência económica na implementação da política, pois geralmente os custos de controlo que poderão variar de agente para agente não são tidos em conta.

Os instrumentos regulatórios apresentam, por isso, dificuldades por serem pouco dinâmicos. Eles têm um reduzido poder de incentivo à inovação e ao desenvolvimento tecnológico (EPA, 2001). É também notório que para desenvolver uma monitorização e licenciamento adequados é necessário despender elevados recursos (Paulus, 1995). Para

os instrumentos regulatórios a burocracia e os processos administrativos representam um importante obstáculo. Um exemplo deste último caso é a resolução dos problemas de contra-ordenação, que geralmente representam um elevado esforço e dispêndio de tempo a nível das instâncias judiciais.

É ainda importante referir que a introdução destes instrumentos poderá criar distorções de mercado. Se este for demasiado limitativo, poderá provocar uma reacção negativa nos vários agentes, levando-os a adoptar estratégias que o contornem e consequentemente conduzem ao falhanço da política. Regimes de excepção são igualmente apontados como sendo frequentemente causadores de injustiça, situação que afecta a aceitabilidade e eficácia do instrumento em causa.

Como vantagens, os instrumentos de comando e controlo possuem uma aplicabilidade adequada em situações em que é necessário garantir objectivos mínimos de qualidade ambiental ou o cumprimento de metas a curto prazo (DEFRA, 2002). Segundo a Barde (1994), os instrumentos regulatórios são meios eficazes para prevenir danos consideráveis e de efeitos irreversíveis. O carácter complementar que estes instrumentos têm, aliado às funcionalidades de outros instrumentos de natureza diferente, é importante para que determinada política ambiental seja eficaz.

### **3.2. *Instrumentos de mercado***

Os instrumentos de mercado ou instrumentos económicos utilizam sinais de mercado para incentivar mudanças de comportamento por parte dos agentes. Estes sinais traduzem-se, por um lado, em transferências financeiras com o intuito de estimular as empresas e consumidores a reduzir os seus danos ambientais; e por outro, em alterações aos preços relativos, ou seja, em alterações da relação existente entre os preços de bens e serviços que, no seu ciclo de vida, originam diferentes impactes ambientais. Com a utilização destes mecanismos, os agentes são incentivados a internalizar não só os custos ambientais relativos à escassez provocada pela utilização de um recurso, como também os custos das externalidades ambientais (Santos *et al.*, 2002).

Ao contrário dos instrumentos regulatórios, este tipo de instrumentos não tem um carácter rígido. Os agentes não são coagidos a utilizar tecnologias predefinidas, satisfazer metas e/ou adoptar novos comportamentos. Ao invés, estes mecanismos dão liberdade de escolha aos agentes para escolherem a melhor solução (Barde, 1994).

Assim sendo, os instrumentos económicos apenas possuem um carácter de incentivo, procurando controlar o problema através do preço.

Como instrumento de política ambiental, os instrumentos de mercado afectam os custos monetários e os benefícios privados, pois corrigem preços em mercados que apresentam distorções e criam novos mercados que têm por objectivo internalizar as externalidades.

Para que este tipo de instrumentos seja aplicado, é necessário à autoridade ambiental ponderar quais são as mais valias de tal aplicação. O instrumento só é aplicado caso se preveja que tenha menos custos de implementação que benefícios.

Quando aplicados, os instrumentos económicos apresentam uma série de vantagens que os tornam importantes mecanismos na execução de políticas ambientais. Do ponto de vista administrativo, geralmente, os objectivos são atingidos com o uso de menos recursos, reduzindo alguma da burocracia que os instrumentos regulatórios apresentam.

Estes instrumentos possuem efeitos dinâmicos, pois resultam da introdução de incentivos marginais, ou seja, progressivamente afectam o comportamento dos agentes que para criarem mais uma unidade produtiva, terão de pagar mais uma unidade de poluição (Denne, 2005). Assim, através de um livre ajustamento da sua estratégia, existe um incentivo para que os agentes possam minimizar os seus custos de cumprimento até à margem. A longo prazo existe um desincentivo para as actividades que geram impactes ambientais significativos, levando ao investimento em sectores que tenham menos impactes ambientais e, consequentemente, estimulando a inovação e o desenvolvimento tecnológico (EPA, 2001).

Em relação à flexibilidade, os instrumentos de mercado têm vulgarmente a facilidade em serem modificados e ajustados de modo a se adaptarem melhor à realidade e ao problema. Quando fixados, estes instrumentos permitem atingir os objectivos pelo menor custo, possibilitando que cada agente escolha a melhor estratégia do ponto de vista da sua racionalidade económica e por isso fazendo com que todos os agentes envolvidos possam ter ganhos de eficiência. É o mercado que regula os agentes sem que as autoridades ambientais tenham a necessidade de monitorizá-los. Segundo Barde (1994), estudos realizados nos Estados Unidos indicam que em relação aos custos

relativos dos instrumentos de comando e controlo, os instrumentos de mercado apresentam soluções 10 a 30 vezes menos dispendiosas.

É ainda necessário referir que os instrumentos de mercado são capazes de gerar receitas que poderão ser aplicadas de diferentes formas. Neste aspecto, é crucial que se adopte critérios para que o instrumento tenha bom funcionamento (principalmente os critérios de eficiência dinâmica e de equidade). Denne (2005) afirma que, teoricamente, a melhor utilização para as receitas é a correcção de outras distorções de mercado, no entanto existem outros campos de aplicação. Gera-se assim, uma relação de duplo dividendo, ou seja, para além da melhoria ambiental, a redistribuição das receitas poderá fomentar benefícios sociais.

Embora os instrumentos de mercado tenham as vantagens que anteriormente foram referidas, estes apresentam também um conjunto de pontos fracos que contribuem para que sejam, do ponto de vista económico, de difícil aplicação. O facto de, tal como nos instrumentos de comando e controlo, existirem regimes de excepção e de isenções poderá trazer problemas de eficiência, equidade e eficácia. A incapacidade política de implementar o regime poderá levar a processos de aplicação demasiado graduais, onde os instrumentos funcionam a níveis e escalas sub-óptimas. Esta situação tem como consequências a criação de pequenos incentivos aos agentes, bem como a existência de regimes onde as receitas geradas são redistribuídas por objectivos específicos que em nada obedecem à estratégia principal, isto é, ao estímulo da eficiência, da equidade e da inovação.

É importante referir que um instrumento económico não poderá ser desenhado com o intuito de apenas gerar receitas. É essencial que o objectivo de incentivar determinados comportamentos não seja distorcido em detrimento da necessidade de aumentar o encaixe de receitas por parte das autoridades.

Outra causa para a ocorrência de distorções que levam a regimes sub-óptimos é o grau de interesse e a capacidade que as autoridades ambientais têm em actuar no mercado. Para que um instrumento seja bem implementado é necessário que as autoridades estejam bem articuladas com outras entidades sectoriais e que tenham a percepção do grau de aceitação que os vários agentes terão no processo de introdução do instrumento (Tietenberg, 2002). Em grande parte dos casos, no processo de implementação existem

inúmeros actores com posições dispares entre si. Observa-se uma grande concentração dos agentes que suportam os custos adicionais, em oposição à elevada dispersão dos beneficiários. Como consequência, existe um maior poder de organização dos primeiros que se traduzirá numa maior facilidade de poder constituir grupos de pressão (Bressers e Huitema, 1999).

Por fim, é preciso ter em conta que os instrumentos de mercado geralmente têm que coexistir com outros instrumentos de política ambiental, sendo indispensável existir uma boa articulação entre os vários tipos de instrumentos. Um caso que pode exemplificar esta boa articulação é a complementaridade que os instrumentos regulatórios podem proporcionar aos instrumentos de mercado.

### ***3.3. Instrumentos de informação e actuação voluntária***

#### ***Instrumentos de informação***

Os instrumentos de informação são estratégias de recolha e provisão de informação usadas para não só persuadir, como também comunicar e transmitir conhecimento à sociedade civil. Este tipo de instrumentos tem por base o pressuposto que esta age de modo diferente quando possui um maior grau de conhecimento e compreensão do problema (Tojo, 2004). Os instrumentos de informação constituem o que se pode afirmar por instrumentos de política de ambiente de terceira geração, dividindo-se em dois tipos de instrumentos: os instrumentos de informação voluntária e os instrumentos de informação obrigatória. Um exemplo do primeiro caso é o rótulo ecológico que, ao promover produtos que causam poucos impactes ambientais no decorrer do seu ciclo de vida, influencia a escolha dos consumidores e encoraja os produtores a desenharem produtos mais amigos do ambiente (EEA, 1999). Por sua vez, o caso do programa *Toxics Release Inventory* exemplifica o segundo tipo de instrumentos de informação. Legislado pelo Congresso dos Estados Unidos, este programa tem por objectivo o fornecimento de informação relativa às descargas de substâncias tóxicas (Santos *et al.*, 2002).

Na criação destes instrumentos será necessário ter em conta o grau de credibilidade e exactidão associados à informação. Segundo EPA (2001), a melhor maneira de garantir que estes requisitos são cumpridos passa pela informação ser fornecida ou verificada por entidades independentes. É igualmente importante que a informação seja acessível,

clara e transparente, devendo ser disponibilizada de modo a que os interessados possam utilizá-la da melhor forma.

No que diz respeito às vantagens da utilização dos instrumentos de informação, é notório que estes mecanismos, caso tenham sido bem implementados, têm o potencial de criação de incentivos para melhorar o ambiente. Os instrumentos de informação podem constituir importantes meios para corrigir distorções de mercado causadas por falhas de informação.

A sociedade civil no cômputo geral é beneficiada. Os indivíduos são informados da qualidade ambiental de determinados espaços ou dos produtos que poderão consumir. A informação poderá servir como base para novas investigações de dado problema ambiental ou para a implementação de novas políticas. Consequentemente, estes instrumentos conduzem a efeitos económicos que poderão se reflectir em mudanças no comportamento não só ao nível do consumidor, mas principalmente ao nível do produtor. Com a divulgação ao público da informação relativa ao desempenho de determinado produtor, este poderá ser encorajado a adoptar comportamentos ambientalmente mais desejáveis (como por exemplo, acções de prevenção da poluição). Além disso, segundo Blumberg *et al.* (1996), juntamente com a informação sobre o desempenho económico-financeiro de uma empresa, é cada vez mais importante para os investidores a disponibilização de informação sobre o seu desempenho ambiental, existindo casos em que empresas que apresentam uma melhor *performance* a nível ambiental também apresentam melhores taxas de rentabilidade.

#### *Instrumentos de actuação voluntária*

Os instrumentos de actuação voluntária, no geral, são mecanismos que permitem aos agentes estabelecerem compromissos (quantitativos e qualitativos) com as autoridades ambientais, tendo como principal objectivo incrementar o seu desempenho ambiental. Devido à sua diversidade, estes instrumentos apresentam dificuldades em serem caracterizados de uma forma convergente e consensual (Jordan *et al.*, 2003), existindo autores que os incluem na categoria dos instrumentos de mercado. No entanto, Börkey e Lévêque (2000) separam este tipo de mecanismos dos instrumentos económicos e sugerem uma classificação baseada no grau de intervenção das entidades públicas no processo de estabelecimento do acordo. Os instrumentos de actuação voluntária são



assim divididos em 3 subcategorias: compromissos unilaterais, esquemas públicos voluntários e acordos negociados.

Os compromissos unilaterais consistem em programas de melhoria ambiental desenvolvidos por empresas ou organizações empresariais que os divulgam aos seus *stakeholders* (como por exemplo empregados, accionistas e consumidores, entre outros). Nestes acordos, a definição das metas ambientais assim como a garantia do seu cumprimento são unicamente da responsabilidade das empresas. É ainda importante referir que, apesar das empresas poderem definir metas quantitativas de melhoria ambiental, geralmente os compromissos unilaterais tomam a forma de códigos de boas práticas ou cartas ambientais. Um exemplo deste tipo de aproximação voluntária é o caso do programa *Responsible Care*, desenvolvido pela *Chemical Industries Association* (CIA) no Canada, Estados Unidos e Reino Unido. Neste caso, as indústrias químicas concordaram em adoptar seis códigos de boas práticas com o objectivo de não só melhorar o desempenho ambiental, mas também aumentar os níveis de segurança das empresas, contribuindo assim, para melhorar o grau de confiança da opinião pública em relação a este sector (Lyon e Maxwell, 2000).

Por outro lado, no esquema público voluntário os agentes assumem compromissos no sentido de cumprirem *standards* (relacionados com a sua *performance*, tecnologia e gestão) previamente estabelecidos por entidades públicas. As entidades públicas possuem um papel preponderante neste tipo de instrumento de actuação voluntária, pois para além de definirem os *standards*, definem o modo como os agentes serão monitorizados e avaliados. Um exemplo de um esquema público voluntário é o Esquema de Ecogestão e Auditoria (EMAS) da União Europeia que, a partir do conceito de melhoramento contínuo, implementa um sistema de gestão ambiental, tentando reduzir os impactos que as organizações provocam no ambiente (Kahlenborn e Maso, 2001).

Os acordos negociados são compromissos mais formais que resultam de negociações entre as organizações e as autoridades públicas. Ao contrário dos dois tipos de instrumentos de actuação voluntária referidos anteriormente, o conteúdo deste tipo de instrumentos é definido em conjunto pelas organizações e entidades públicas, sendo que poderão ser legalmente vinculativos ou não. Para além disso, o papel das autoridades é de garantir que determinadas metas ambientais são satisfeitas, podendo existir casos em

que dispõem às organizações a opção de escolher entre a participação num programa voluntário ou de serem abrangidas por um instrumento mais tradicional (de regulação ou de mercado). O caso do acordo feito entre o governo alemão e a indústria automóvel para a gestão dos Veículos em Fim de Vida é um exemplo de um instrumento de actuação voluntária do tipo acordo negociado (Lucas, 2001).

É necessário frisar que nos instrumentos de actuação voluntária, as organizações são confrontadas com a escolha de adoptar entre um mecanismo voluntário e outro tipo de instrumentos ou entre um mecanismo voluntário e o *status quo*. Segundo Börkey e Lévêque (2000), o primeiro caso refere-se aos instrumentos que são desenvolvidos com o intuito de facilitar o processo de transição que ocorre aquando a introdução de um novo de tipo de regulamentação (tentando evitar ao máximo a perda da competitividade por parte das organizações). Por sua vez, no segundo caso pretende-se introduzir melhorias ambientais para lá daquilo que foi legislado, introduzindo, eventualmente, um conjunto de factores que induzem a inovação tecnológica e organizacional.

Os instrumentos de actuação voluntária podem funcionar como mecanismos que complementam outros instrumentos de natureza diferente, isto é, eles poderão ser implementados quando os instrumentos mais tradicionais (os de comando e controlo e os económicos) não conduzirão a melhorias do ponto de vista de eficiência ambiental e económica (EPA, 2001). Segundo Lyon *et al.* (2006), eles poderão ser introduzidos com o objectivo de colmatar situações em que a legislação é deficiente, sobretudo em países em que a capacidade regulamentadora é fraca (caso dos países em subdesenvolvimento).

Estes instrumentos podem ter a capacidade de gerar situações onde ocorre aprendizagem não só por parte das organizações como também das autoridades reguladoras (Gardiner e Jacobson, 2002). É também notório que a relação que determinado sector empresarial tem com a opinião pública pode ser melhorada, aperfeiçoando a relação que as organizações têm com a comunidade e, conseqüentemente, podendo aumentar a atractividade que determinada organização possui.

Em termos de eficiência económica, estes mecanismos no geral são menos eficientes que os instrumentos de mercado, mas mais que os regulatórios. Apesar de eles possuírem aspectos que permitem incorporar os custos marginais entre os produtores, as

metas ambientais são definidas a nível sectorial ou individual, em vez de serem especificadas para a realidade nacional (OCDE, 2003). Em certos casos os instrumentos de actuação voluntária podem aumentar as receitas da empresa (por exemplo se a organização adoptar esquemas de eficiência) e incrementar a sua competitividade. Na maior parte dos casos, este tipo de instrumentos é flexível, deixando às organizações o papel de definir as medidas de melhoramento da *performance* para cumprir determinada meta. Refira-se que os instrumentos de actuação voluntária têm um grau de receptividade por parte das empresas bastante superior aos dos instrumentos mais tradicionais.

Por outro lado, segundo OCDE (2003) os instrumentos de actuação voluntária poderão apresentar problemas relacionados com os *free-riders*. Esta situação deve-se ao facto de existir interesse nos agentes económicos em não contribuir para uma acção, pois continuarão a beneficiar dela sem ter que despende nada para que isso aconteça. Assim sendo, uma organização pode usufruir das vantagens que um instrumento de actuação voluntária poderá trazer (como por exemplo publicidade de boas práticas) e no entanto despende o mínimo possível, ou mesmo nada, para tentar alterar o seu desempenho ambiental.

A falta de monitorização por parte das organizações participantes é também apontada como podendo ser outra desvantagem que certos instrumentos do tipo voluntário possuem. Um instrumento em que parte dos agentes não reporta as suas medidas assim como as alterações dos seus desempenhos ambientais, é certamente descredibilizado. Aliado a este facto, é ainda apontado que em certos tipos de abordagens voluntárias, as iniciativas organizacionais são apenas qualitativas, não existindo qualquer tipo de metas quantitativas a atingir.



## 4. Responsabilidade Alargada do Produtor

### 4.1. *Definição e Principais Objectivos*

A Responsabilidade Alargada do Produtor ou *Extended Product Responsibility* é uma estratégia/princípio de política ambiental introduzida no início da década de 90, por Thomas Lindhqvist. Nela, o produtor<sup>2</sup> é responsabilizado pelo ciclo de vida dos seus produtos, tendo por objectivo minorar os impactes que estes provocam no meio ambiente. Por outras palavras, com a EPR a responsabilidade de gestão dos resíduos é transferida da visão tradicional do problema, que encarrega especialmente as autoridades administrativas e os consumidores, para uma perspectiva mais integrada em que os produtores desempenham o papel principal. Esta responsabilidade não se limita ao processo produtivo (Lindhqvist, 2000). A EPR estende-se a todas as fases do ciclo de vida de um produto, tentando internalizar todos os custos ambientais e externalidades que um produto possui ao longo da sua vida (Tanaka, 1999). O produtor é encarado como a principal entidade responsável pelos impactes que os seus produtos têm no ambiente e por isso, a partir deste princípio, é estimulado a adoptar melhores práticas ambientais.

No entanto, a percepção deste conceito não é unânime e existem vários entendimentos sobre o que a EPR realmente representa. Ueta (2004) considera a EPR apenas como uma forma de aplicação do Princípio do Poluidor-Pagador (PPP). Shiota (1999) afirma que a responsabilidade do produtor constitui um meio auxiliar para melhorar a gestão de resíduos, considerando-a, juntamente com OCDE (2001), limitada apenas à fase pós-consumidor do ciclo de vida do produto. Existem autores como Davis (1994, 1999), Palmer e Walls (1999) e Lindhqvist (2000), que definem EPR como uma concepção mais vasta, mais abrangente, que encoraja a adopção de práticas que melhorem o desempenho ambiental dos produtos e dos sistemas associados ao seu ciclo de vida. Frise-se ainda que com o continuo desenvolvimento deste conceito, a EPR deixou de ser associada a um instrumento de política, passando a ser encarada como uma estratégia/princípio que suporta a política ambiental (Davis, 1994; Lindhqvist, 2000; Tojo, 2001)

---

<sup>2</sup> Pelo facto de os importadores poderem representar determinado produto num país, neste estudo é considerado “produtor” todo o importador e fabricante que se encontre num dado território.

No que diz respeito aos objectivos subjacentes à EPR, a prevenção e a preocupação pela redução do consumo de matérias-primas são apontadas pela OCDE (2001) como sendo importantes desígnios. Lifset (1993) também afirma que a Responsabilidade Alargada do Produtor tem como principal alvo o aumento das taxas de reutilização, de reciclagem e de outras formas de recuperação do produto. A EPR pretende alterar os comportamentos dos produtores, procurando essencialmente modificar o tipo de material utilizado na produção do produto e estimular as capacidades que estes possuem para desenhar produtos mais amigos do ambiente.

Neste estudo é adoptada a definição que Lindhqvist (2000) utiliza para descrever o conceito da EPR, ou seja, que a Responsabilidade Alargada do Produtor é o princípio de política que, através do alargamento da responsabilidade do produtor às várias fases do ciclo de vida (especialmente à fase de recolha/entrega, recuperação e deposição final), promove o aumento da qualidade ambiental dos sistemas inerentes ao produto.

#### ***4.2. Critérios base para aplicação do EPR***

Para que o sistema EPR seja aplicado é necessário que possua um conjunto de características essenciais à eficácia do seu funcionamento. Davis (1999), afirma que a extensão da responsabilidade tem que ser feita de modo a que os produtores sejam incentivados a conceber produtos que criem um menor número de impactes no ambiente. A inovação deverá ser estimulada, sendo dada ao produtor a flexibilidade imprescindível para implementar na sua organização um programa que satisfaça este requisito.

As políticas deverão preocupar-se com o ciclo de vida do produto. Nenhum sistema EPR concentra toda a responsabilidade no produtor, existindo outros actores que têm a capacidade de reduzir os impactes ao longo da vida de um bem. É importante que existam incentivos para melhorar toda a cadeia associada ao produto (Lindhqvist *et al.*, 2006a). Por exemplo, no caso dos impactes respeitantes ao final de vida é preciso considerar-se as vertentes recolha, triagem, tratamento e valorização. Um sistema EPR tem que ser capaz de mitigar os impactes que um produto poderá ter ao longo da sua vida, possuindo a sensibilidade de não os aumentar nem os transferir para outro estágio. No entanto, esta preocupação de abordar todo o ciclo de vida não deverá diluir as responsabilidades dos principais actores ao ponto de as tornar insignificantes. Será

imperativo definir com precisão a responsabilidade de cada actor, para que o problema da diluição não se verifique.

O desenho do sistema terá que ter em conta as características do produto. Existe um inúmero conjunto de factores que variam de bem para bem. Exemplo disso é a variedade de nuances que os produtores, distribuidores e consumidores poderão ter de produto para produto, assim como o modo como estes são geridos no final das suas vidas. Cada factor, cada particularidade deverá ser analisada e tida em conta para que as políticas estejam em consonância com a realidade do sector em causa.

A comunicação existente entre os vários níveis do ciclo de vida do produto é também apontada como determinante à eficácia das políticas EPR. Todos os actores deverão estar devidamente informados acerca das características que estas possuem, mantendo-se coordenados entre si para que seja mais fácil a percepção de possíveis melhorias no sistema. A Responsabilidade Alargada do Produtor terá que procurar aumentar o modo de comunicação dos vários intervenientes do ciclo de vida de um bem (OCDE, 2001).

Será de grande utilidade se os *stakeholders* participarem activamente na formulação das directrizes que regem o sistema EPR. A sua intervenção permitirá não só legitimar as políticas, como também fazer com que exista uma maior compreensão de todo o ciclo de vida do produto, constituindo uma oportunidade para auxiliar a construção de uma rede de comunicação e cooperação entre todos os actores. É igualmente recomendado que se crie mercados que facilitem as transacções dos materiais que são recuperados, assim como perceber a forma como o consumidor age num sistema com as características de um do tipo EPR.

No que diz respeito à aplicação de instrumentos de política ambiental, estes devem ser flexíveis e escolhidos caso a caso. A EPR permite a utilização de instrumentos do tipo comando e controlo, mercado e informação e actuação voluntária. A implementação de um único instrumento não será suficiente para a obtenção das metas propostas pelas políticas EPR, sendo necessário o emprego de um pacote de mecanismos que, em conjunto, possa tornar o sistema eficaz (Walls, 2004; Tojo, 2004). O facto de um sistema em que o produtor é responsável por recolher os produtos que produziu (sistema *take-back*), poder ser combinado com a introdução de um esquema de

depósito-reembolso é exemplo da actuação de dois tipos de instrumentos de política ambiental. Este mecanismo permitirá que os consumidores sejam incentivados a entregar os produtos no local de recolha apropriado. O produtor pode, ainda, colocar rótulos de informação a cerca da composição dos materiais que constituem os seus bens, como também fornecer informação necessária para os recicladores. Por sua vez, estes últimos podem ser sujeitos a metas de reciclagem. Trata-se de encontrar a melhor solução, a melhor combinação dos vários instrumentos que por um lado adaptem as políticas à realidade do sector em causa e por outro, sejam o menos dispendiosos possíveis.

Com o objectivo de analisar a forma como o programa EPR é implementado, dever-se-á proceder à sua monitorização e executar um conjunto de avaliações periódicas que analisem o seu desempenho. Um sistema terá que ser flexível de modo a poder ser alvo de correcções que o melhorem e que o tornem mais eficaz/eficiente. A competição será um requisito fundamental, pois todos os actores deverão ser capazes de entrar no mercado e competir em termos iguais, isto é, eles poderão decidir o modo como lidam com as suas responsabilidades e ter a liberdade de abandonar um esquema para entrar noutro ou simplesmente criar o seu próprio (Lindhqvist *et al.*, 2006a).

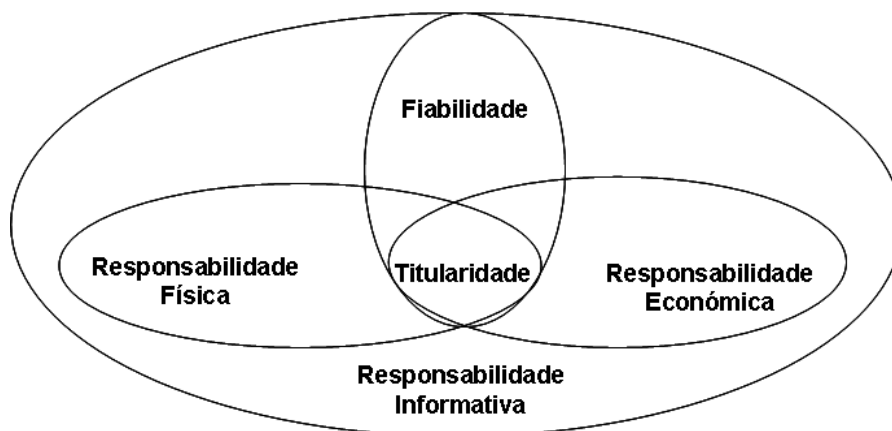
Um sistema EPR bem concebido, que dá especial ênfase ao final de vida dos produtos, conseguirá criar um conjunto de incentivos que estimularão o design e a inovação, não só influenciando positivamente a eficácia da recolha, como também assegurando o tratamento e a elevada *performance* dos processos de valorização que estão associados ao produto.

#### **4.3. Tipos de Responsabilidade**

Como anteriormente foi referido, existe um inúmero conjunto de factores que variam de produto para produto. Cada sector possui diferentes características e consequentemente grande parte dos sistemas EPR têm diferentes aplicações. Assim sendo, a extensão da responsabilidade do produtor varia de programa para programa, existindo discrepâncias não só nos tipos de responsabilidade que cada um possui, como também nas actividades que deverão ser cumpridas através dos instrumentos de política EPR (Tojo, 2004).



Lindhqvist (2000) define 5 tipos de responsabilidade: fiabilidade, responsabilidade física, responsabilidade económica, responsabilidade informativa e titularidade.



**Fig. 4.1 – Modelo da Responsabilidade Alargada do Produtor (Fonte: Lindhqvist, 2000)**

A Fiabilidade diz respeito à responsabilidade do facto de um determinado produto causar danos no ambiente. Ela é definida por actos legislativos, podendo ser aplicada em fases distintas do ciclo de vida de um produto.

Por outro lado, a responsabilidade física refere-se aos sistemas onde o produtor está envolvido na gestão física ou nos efeitos dos seus produtos.

Na responsabilidade económica, o produtor é obrigado a cobrir parte ou a totalidade das despesas (exemplo: recolha, reciclagem ou deposição final dos produtos que manufactura), seja de forma directa ou através de uma taxa especial.

No que toca à responsabilidade informativa, esta faz com que os produtores sejam responsáveis por fornecer a informação sobre as propriedades ambientais que os seus produtos possuem.

O produtor pode optar por manter a titularidade do produto ao longo do seu ciclo de vida, estando ligado aos impactes ambientais que o bem possa eventualmente causar. Este caso pode ter como exemplo o facto de um produto passar a ser arrendado ao invés de vendido. Com isto, em vez de o artigo ser transaccionado, são as suas funções/serviços que acabam por ser disponibilizados ao consumidor (Tojo, 2001).

A responsabilidade do produtor pode ainda ser partilhada. Segundo OCDE (2001), as parcerias poderão ser celebradas não só com as autoridades locais (recolha, transporte e triagem dos resíduos) como também com um ou mais actores da cadeia do produto

(como por exemplo os produtores acordarem com os recicladores ou retalhistas para executarem as tarefas de recolha dos seus produtos em final de vida).

#### ***4.4. Organizações vocacionadas para o cumprimento da responsabilidade do produtor***

As organizações vocacionadas para o cumprimento da responsabilidade do produtor (*Producer Responsibility Organisation*, PRO) são geralmente entidades sem fins lucrativos compostas por produtores que partilham as suas responsabilidades no cumprimento das metas e objectivos impostos pelo sistema EPR (OCDE, 1998a). As PRO são responsáveis por garantir que a gestão do final de vida dos seus produtos é devidamente executada, procurando no geral controlar os sistemas de recolha, transporte e financeiro (Khetriwal *et al.*, 2009). Elas são normalmente responsáveis pela monitorização das actividades de gestão do final de vida dos produtos, podendo disponibilizar informação sobre o conteúdo e resultados do programa aos vários actores do ciclo de vida, bem como informar os produtores das características que os outros actores da cadeia possuem.

Para os casos em que os produtores não têm a capacidade para, através dos seus próprios sistemas, cumprir as suas responsabilidades, as PRO tornam-se na única possibilidade viável para execução dos objectivos e metas propostos. Nalgumas actividades que as PRO desempenham, existe uma economia de escala associada, tornando-a do ponto de vista do desempenho destas actividades, aquela que economicamente é a mais viável (como por exemplo a recolha e transporte de resíduos). A monitorização é facilitada e os custos de transacção do sistema são minimizados (Lindhqvist *et al.*, 2007). No que toca ao estímulo dado ao mercado para utilizar materiais reciclados, estas organizações poderão desempenhar um papel de relevo, sendo igualmente importantes na tarefa de identificação de *free-riders* (Tojo e Hansson, 2004).

A figura 4.2 ilustra a posição que tradicionalmente é ocupada pela PRO num sistema EPR.

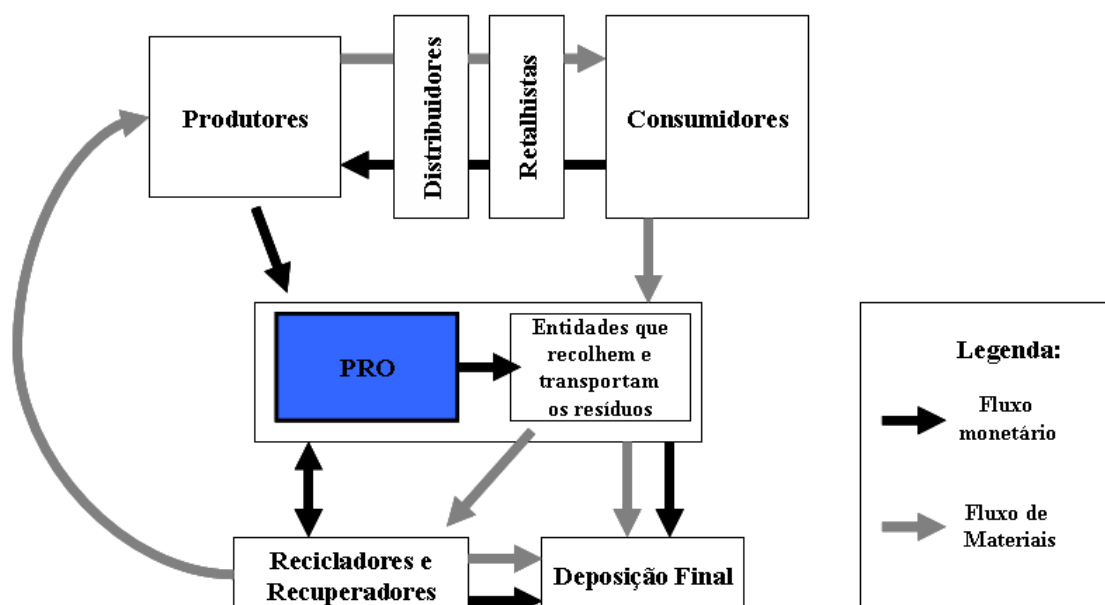


Fig. 4.2 – Fluxos monetários e de materiais num sistema EPR tradicional

No âmbito de angariar fundos que cubram as operações realizadas pelo sistema, por norma a PRO aplica taxas aos seus constituintes (Smith, 2005; OCDE, 2001). Quando as operações de reciclagem são do ponto de vista comercial rentáveis, estas organizações poderão receber receitas fruto da venda dos seus produtos em final de vida às empresas de reciclagem. No entanto, se se verificar a situação inversa, as PRO poderão ter que financiar o processo de reciclagem. Segundo Braun e Dirckinck-Holmfeld (2005) os pagamentos destas taxas poderão surgir sob as seguintes formas:

- Taxa geral de participação;
- Taxas que reflectam as quantidades de produtos produzidos ou vendidos;
- Taxas diferenciadas em relação a determinados grupos de produtos;
- Taxas que reflectam as características específicas dos produtos alvo.

#### 4.5. Responsabilidade Colectiva ou Individual?

A alocação da responsabilidade a cada actor varia de sector para sector, de actividade para actividade, de país para país (Khetriwal *et al.*, 2009). De facto, cada caso é um caso e existem várias nuances no que toca à atribuição das responsabilidades aos actores da cadeia de um produto. Um actor deverá ser responsabilizado conforme a actividade em causa. No que diz respeito aos produtores, o cumprimento dos vários tipos de responsabilidades poderá se desenrolar de forma conjunta ou em separado

(individualmente). É o nível de cooperação entre estes que determina se a responsabilidade é colectiva ou individual (Davis *et al.*, 2003). Em geral, o produtor assume a responsabilidade individual, quando passa a ser encarregue, a título individual, da gestão do final de vida dos seus produtos<sup>3</sup>; enquanto que num sistema de responsabilidade colectiva este, em conjunto com outros fabricantes do mesmo grupo de produtos, é responsável por gerir o processo do final de vida dos seus bens, independentemente da marca.

Os factores que poderão influenciar a implementação de um sistema de responsabilidade individual são:

- O valor dos produtos em final de vida;
- As características do último consumidor;
- A ambição que o produtor possui em implementar o seu próprio sistema individual de processamento dos produtos em final de vida;
- A existência de outros produtores que poderão partilhar as mesmas expectativas no que compete à gestão dos seus produtos no final das suas vidas.

No sistema individual, o produtor é responsabilizado financeiramente ao suportar os custos da gestão do final de vida dos seus produtos. A recolha, triagem, transporte, assim como todas as operações de recuperação do produto (reutilização, reciclagem e valorização energética) deverão ter a participação financeira por parte do produtor. Para promoção de alterações no modo de funcionamento a montante, na concepção do produto, o factor de maior preponderância é o produtor ter que pagar pelos custos actuais de reciclagem do seu bem. Na Alemanha, os produtores pagam diferentes taxas pelo peso e tipo de material que as embalagens dos seus produtos possuem. Assim, como consequência directa, a utilização de materiais que são mais fáceis de reciclar ou a possibilidade de redução do peso das embalagens estará inevitavelmente associada à cobrança de taxas inferiores, influenciando a actividade do produtor (OCDE, 1998b; McKerlie *et al.*, 2006; Nakajima e Vanderburg, 2006).

---

<sup>3</sup> Neste trabalho é adoptada a definição de responsabilidade individual descrita por Tojo (2004). No entanto, existem outras definições para responsabilidade individual do produtor. Yamaguchi e Veerman em entrevista dada a Tojo (2004) afirmam que os produtores assumem a responsabilidade individual quando estabelecem as suas próprias instalações de recolha e reciclagem; enquanto que Fishbein (2002) considera que os produtores estão sujeitos à responsabilidade do ponto de vista individual quando pagam taxas que reflectem o custo actual da gestão do final de vida dos seus produtos.

No Japão, com a entrada em vigor da Lei sobre a Reciclagem de Electrodomésticos (*Specified Home Appliance Recycling Law*, SHARL), a gestão do final de vida dos televisores, ar-condicionados, frigoríficos e máquinas de lavar ficou sujeita ao princípio da EPR (Jofre e Morioka, 2005), ou seja, os produtores ficaram responsáveis por reciclar os seus produtos ou delegar essa responsabilidade a entidades terceiras. Embora sejam os consumidores que financiam o sistema (através de uma taxa de deposição do produto, *end-user-pay*), são os produtores que definem individualmente o tamanho da taxa a ser cobrada (Tojo, 2004; Savage e Ogilvie, 2006). Na prática, aquilo que se verifica neste sistema é que todos os produtores fixaram taxas de deposição idênticas, o que impossibilita à partida a diferenciação dos custos da gestão do final de vida dos seus produtos. No entanto, aliado ao facto de os produtores serem obrigados a pagar as operações de recuperação, as taxas cobradas ao consumidor são geralmente inferiores aos custos da gestão do final de vida dos seus bens, levando a que as restantes despesas sejam saldas pelos fabricantes (Tojo, 2003; INFORM, 2003). Os produtores passam a incorporar os custos de recuperação dos seus produtos que, juntamente com a gestão que estes fazem das instalações de reciclagem, faz com que se estabeleça uma ligação positiva entre os processos a montante e a jusante do ciclo de vida do produto.

Na Suíça, embora na generalidade o sistema de gestão do final de vida dos REEE seja de natureza colectiva, existem casos em que se verifica responsabilidade individual financeira. No geral, o sistema é gerido por duas PRO: SWICO e SENS. Os produtores são obrigados a pagar uma taxa de deposição em avançado (*advance disposal fee*) às PRO, que por sua vez será transposta para os preços dos produtos. Neste sentido, o consumidor suporta os custos da reciclagem dos REEE ao pagar a taxa de deposição em avançado incorporada nos produtos que adquire (Hischier *et al.*, 2005; Streicher-Porte, 2006; Khetriwal, 2009). No que se refere à gestão dos equipamentos ligados às tecnologias de informação e comunicação e dos equipamentos de escritório, existem participantes que mantêm nas suas próprias contas as taxas cobradas aos consumidores. Estes fabricantes gerem o final de vida de parte dos seus produtos, sendo eles a negociarem directamente os custos de reciclagem com os recicladores. O nível de design que um produto possui em relação ao final da sua vida é então reflectido no custo da sua recuperação e terá repercussões na quantia que o produtor terá em excesso ou que terá que adicionar à sua conta.

No que toca à responsabilidade individual física, a distinção terá que ser feita no mínimo por marca. É imperativo que o produtor controle o destino final dos seus produtos, podendo apresentar um certo grau de cooperação com as entidades que gerem este processo. Tojo (2004), sugere que quando os produtos são geridos em grupo as suas propriedades devem de ser distinguidas, inclusive as características de manuseamento no final de vida do bem. O processo de distinção dos produtos poderá ser executado em vários estágios do seu processamento, não sendo necessário que estes sejam fisicamente separados. No Japão, a gestão do final de vida dos electrodomésticos televisores, ar-condicionados, frigoríficos e máquinas de lavar é feita através de dois grupos distintos de produtores que se formaram para gerir o final de vida dos seus produtos, constituindo pontos de recolha separados (Jofre e Morioka, 2005). Um indivíduo de cada grupo possui e gere pelo menos uma instalação de reciclagem, sendo que os seus produtos são triados e identificados (por marca, modelo e peso) antes de serem reciclados (Tojo, 2003).

A gestão do final de vida das pilhas ou baterias na Holanda é feita por dois sistemas (Stibat, 2005 e 2006). O principal fluxo é gerido pela Stibat, uma organização que é composta pela maioria dos produtores (PRO), sendo que o manuseamento deste tipo de resíduos é feito numa lógica colectiva. No entanto, existe uma empresa que adoptou um sistema próprio de recolha, tratamento e recuperação dos seus produtos. A Battrex, empresa importadora e distribuidora de baterias para telemóveis, é responsável por gerir o final de vida dos seus produtos. Este sistema é montado a partir dos retalhistas, pois pelo facto dos seus principais clientes serem compostos maioritariamente por empresas, hospitais e lojas de telecomunicação, a tarefa de recolha é bastante simplificada (Langrová, 2002).

Por outro lado, na Suécia, os REEE são geridos pelos dois tipos de sistemas: individual ou colectivo. Composta por 1023 membros em 2007, a El-Kretsen é a PRO que, em conjunto com as autoridades locais, é responsável por recolher, tratar e reciclar este tipo de resíduos (El-Kretsen, 2006). No entanto, principalmente pelo facto de os custos relacionados com o sistema que a El-Kretsen apresenta serem superiores aos custos de implementação de um sistema de carácter individual, nos últimos anos existe a tendência para os produtores abandonarem o sistema colectivo e constituírem os seus próprios sistemas (Kollberg, 2003). As empresas Eurovirement e Ikea são casos de organizações que operam na Suécia e que possuem sistemas que se encontram

separados da El-Kretsen. A primeira é uma empresa que disponibiliza serviços de recolha, transporte e reciclagem de resíduos relativos a tecnologias de informação (REEE) e o seu sistema é similar à El-Kretsen, ou seja, de natureza colectiva. O segundo caso trata-se de um produtor que decidiu adoptar um sistema individual e que, por isso, constituiu o seu próprio método para recolha e transporte dos REEE. O processo de recolha depende do facto dos consumidores entregarem os seus resíduos, independentemente de estes quererem ou não comprar outro produto do mesmo modelo. Em seguida, os REEE recolhidos são transportados para as instalações da organização STENA para que mais tarde sejam devidamente tratados. Este sistema tem um nível de recolha bastante baixo, assim como a generalidade dos sistemas individuais que gerem os REEE na Suécia (Kollberg, 2003).

Por sua vez, a alocação da responsabilidade informativa depende em grande parte de quem está na melhor posição para desempenhar as tarefas de recolha e disponibilização de informação. Os produtores possuem responsabilidade individual informativa no que toca à recolha e disponibilização de informação que diz respeito aos seus produtos ou sistemas que lhes estão associados (Tojo, 2004). Apesar de por vezes a informação ser de difícil acesso, são os produtores que estão na melhor posição, pois são eles que, em teoria, têm a obrigação de conhecer as propriedades dos seus produtos. Para se fazer a distinção das marcas, é necessário que os produtores forneçam um conjunto de dados relativos aos bens que eles comercializam no mercado. O caso japonês de gestão dos electrodomésticos afectos pela SHARL é exemplo de como os produtores a título individual, disponibilizam informação sobre as actividades de recolha e recuperação que efectuam e as características dos seus produtos. No entanto, existe um conjunto de informação que poderá ser útil quando agregada de modo coordenado (como o caso de operações relacionados com o sistema EPR implementado, localização dos pontos onde se faz a recolha dos resíduos e os resultados que foram obtidos pelo programa). Assim é importante que, em paralelo, exista um sistema em que a responsabilidade colectiva informativa seja aplicada, ou seja, que exista uma terceira entidade (uma PRO ou associação de industriais) que faça a recolha e distribuição desse tipo de informação. No caso japonês anteriormente citado, as PRO existentes assim como a associação de industriais inerente à gestão dos electrodomésticos afectos à SHARL recolhem e disponibilizam informação relativa ao processo de recolha.

A responsabilidade colectiva financeira surge quando um grupo de produtores paga pela gestão do final de vida dos seus produtos, independentemente da marca que estes possuem. Assim os custos da gestão de final de vida são partilhados pelos vários produtores, sendo normalmente distribuídos com base nas cotas que cada um possui no mercado (Lymberidi, 2001; Fuji *et al.*, 2006). A distinção entre marcas não é feita e por isso as taxas aplicadas aos produtores não têm em conta as características que cada empresa confere aos seus produtos. Em termos da aplicação da responsabilidade colectiva financeira, a maior parte dos sistemas são igualmente geridos através da responsabilidade colectiva física. Este último tipo de responsabilidade é definido quando produtos do mesmo tipo são manuseados em conjunto, independentemente da marca, e quando esta tarefa é desempenhada por entidades terceiras, tais como as PRO. Segundo Davis *et al.* (2003) as principais razões para que seja constituído um sistema que adopte as responsabilidades colectivas física e financeira são:

- Existência de poucos recursos por parte dos produtores a título individual;
- Dificuldade e ineficiência em constituir uma rede múltipla de infra-estruturas de reciclagem;
- Ineficiência dos produtores, a título individual, em negociar a gestão do final de vida dos seus produtos com os diferentes actores da cadeia.

O sistema de gestão do final de vida dos pneus em Portugal é exemplo da aplicação da responsabilidade colectiva física e financeira. A Valorpneu (PRO) é responsável por garantir que os objectivos propostos pelo Decreto-Lei 111/2001 sejam cumpridos. As tarefas de fixar as taxas a serem pagas pelos participantes para o financiamento do sistema, de estabelecer a rede de recolha dos pneus, assim como de celebrar os contractos com as entidades que desempenham as actividades de gestão do final de vida dos pneus deverão ser da responsabilidade desta organização sem fins lucrativos. A taxa que os produtores pagam à Valorpneu difere consoante o número de pneus que cada um introduz no mercado, reflectindo, não de forma individualizada (por marca), os custos das operações que envolvem o final de vida destes produtos (Ferrão *et al.*, 2008). No que se refere ao manuseamento, nesta organização os pneus são geridos em conjunto, não havendo triagem por marcas.

Na Holanda a gestão do final de vida dos REEE é feita por duas PRO: NVMP e ICT Milieu. A primeira é responsável por gerir electrodomésticos, estéreos e televisores,



enquanto que a segunda é responsável pelos equipamentos ligados às tecnologias de informação e comunicação e equipamentos de escritório (NVMP, 2008; ICT Milieu, 2008). Em termos do processamento, embora exista triagem por tipo de equipamento, não há a distinção entre marcas e consequentemente a recolha, tratamento e recuperação destes resíduos são feitas em conjunto. Em ambas as PRO os custos não reflectem as diferentes propriedades que cada marca tem, sendo o peso que cada produtor possui no mercado, o principal critério para a distribuição das taxas (Walls, 2006).

No caso da gestão dos REEE na Suécia (excluindo apenas a Ikea) ou ainda na gestão das pilhas ou baterias na Holanda, como anteriormente foi referido, existem esquemas de natureza colectiva a funcionar. Na Suécia os REEE são geridos pelas PRO El-Kretsen e Eurovirement, enquanto que na Holanda é a Stibat que é responsável pelo final de vida das pilhas ou baterias. Nestes sistemas não só o processamento como também o pagamento dos custos da recolha, tratamento e recuperação destes resíduos é feito de forma colectiva, ou seja, não existe distinção entre as marcas.

Na Alemanha, a gestão das embalagens é excepção à regra. Embora os produtos sejam manuseados em conjunto pela *Duales System Deutschland*, DSD (PRO), como anteriormente foi referido, os produtores são individualmente responsabilizados pelo financiamento do final de vida dos seus produtos.

A tabela 4.1 sintetiza os vários esquemas previamente mencionados assim como os vários tipos de responsabilidade associados.

**Tabela 4.1 – Exemplos de sistemas de gestão do fim de vida de produtos e respectivos tipos de responsabilidade**

	<b>Responsabilidade Financeira</b>	<b>Responsabilidade Física</b>
<b>Responsabilidade Individual</b>	Embalagens (Alemanha)	Televisores, ar-condicionados, frigoríficos e máquinas de lavar (Japão)
	Televisores, ar-condicionados, frigoríficos e máquinas de lavar (Japão)	Battrex (Holanda)
	Equipamentos ligados às tecnologias de informação e comunicação e dos equipamentos de escritório (Suíça)	Ikea (Suécia)
<b>Responsabilidade Colectiva</b>	Pneus (Portugal)	Embalagens (Alemanha)
	REEE (Holanda)	Pneus (Portugal)
	REEE (Suécia)	REEE (Holanda)
	Pilhas ou baterias (Holanda)	REEE (Suécia)
		Pilhas ou baterias (Holanda)

No que diz respeito à comparação entre a responsabilidade individual e colectiva, a primeira é entendida como sendo a opção que mais estimula a inovação e alteração das características dos produtos. Se um produtor a título individual é responsável por gerir o final de vida dos seus produtos, existe a tendência para que se estabeleça uma maior comunicação entre quem faz o design e quem desempenha as actividades de fim de linha. Os produtores terão que lidar com os custos da actual gestão dos seus bens e por isso o design com vista ao fim de vida é estimulado, aumentando a probabilidade dos produtos serem mais fáceis de manusear como também serem tendencialmente mais recicláveis (Davis *et al.*, 2003; McKerlie *et al.*, 2006). A responsabilidade individual ainda é apontada como tendo a capacidade de encorajar os produtores a adoptar práticas com maior custo-eficácia e garantir que exista competitividade no mercado de reciclagem.

Por outro lado, é argumentado que para se implementar um mecanismo de características individuais os custos administrativos serão mais elevados, pois ter-se-á que duplicar as infra-estruturas de gestão do final de vida dos produtos. Os custos de transporte assim como de transacção entre os vários actores de fim de vida de um produto terão a tendência para aumentar e, comparando com a responsabilidade do tipo colectivo, haverá maior dificuldade em identificar potenciais *free-riders* (Tojo *et al.*,

2007). Nos produtos complexos e de longa duração (como por exemplo automóveis e Equipamentos Eléctricos e Electrónicos, EEE) é apontado haver incerteza no período de tempo em que estes produtos são utilizados, criando-se situações em que existe discrepância entre as actuais e futuras condições (custos, mercados de materiais reciclados e tecnologias aplicadas na reciclagem). A quantidade de componentes e materiais que constituem estes produtos aumenta ainda mais o nível de incerteza associado (Tojo, 2003). Para os produtos órfãos e históricos (produtos cujos os seus produtores cessaram as suas actividades no mercado ou produtos que foram colocados no mercado antes do sistema EPR ser implementado, respectivamente) é geralmente necessário haver esquemas em paralelo que garantam que estas classes sejam devidamente tratadas<sup>4</sup>.

A responsabilidade colectiva é tida como sendo vantajosa no que compete à simplicidade do sistema. Em comparação com esquemas do tipo individual, os custos de operacionalidade são relativamente baixos. Os resíduos são manuseados em conjunto, tornando-se vantajoso do ponto de vista económico a sua aplicação, sobretudo se os produtores a nível individual possuírem pequenas quantidades dos seus produtos a circular. Nestes sistemas os produtos órfãos e históricos não constituem nenhum problema, visto que com este tipo de responsabilidade todos os produtos são geridos em conjunto. Não havendo distinção de marcas, não é necessário constituir mecanismos paralelos para ultrapassar esta dificuldade (Tojo, 2003). Adicionalmente, é ainda apontado como vantajoso o facto de, por vezes, as PRO estabelecem níveis altos na qualidade de recuperação dos seus resíduos, constituindo um importante incentivo para a indústria de reciclagem melhorar a sua *performance*.

Em contrapartida, a capacidade de incentivar os produtores a adoptarem práticas que apostem na inovação é inferior à responsabilidade individual. As vantagens de se investir na inovação dos produtos tendo em conta o seu fim de vida serão diluídas entre os vários produtores. Como não há distinção entre as marcas, o produtor que procurou reduzir os impactes ambientais dos seus bens acaba por subsidiar os outros que não tiveram esse aspecto em conta (Lindhqvist e Lifset, 2003; Lindhqvist *et al.*, 2006). Num sistema de responsabilidade colectiva existe ainda o perigo de a PRO adquirir um comportamento monopolista, restringindo o número de entidades recicladoras

---

<sup>4</sup> Este problema será abordado com maior detalhe na secção 4.7.2.

colaborantes. Para um produtor individual torna-se difícil estabelecer um sistema alternativo na medida em que a PRO monopolista desempenha o papel de barreira de mercado.

A tabela 4.2 expõe as vantagens e dificuldades que as responsabilidades individual e colectiva possuem.

**Tabela 4.2 – Vantagens e dificuldades de sistemas de natureza individual e colectiva**

	<b>Responsabilidade Individual</b>	<b>Responsabilidade Colectiva</b>
<b>Argumentos a favor</b>	Maior capacidade de estimular a inovação e eco-design	Simplicidade do sistema
	Competitividade do sistema	Custos de operacionalidade inferiores
	Estimulo à adopção de práticas com maior custo-eficácia	PRO por vezes incentivam indústria de reciclagem em melhorar a sua <i>performance</i>
<b>Argumentos contra</b>	Custos administrativos elevados	Pouca capacidade de estimular a inovação e eco-design
	Aumento dos custos de transporte	
	Aumento dos custos de transacção entre os actores da cadeia	
	Produtos órfãos e históricos	
	Produtos complexos e de longa duração: dificuldades dos produtores pagarem pelos actuais custos de gestão do final de vida dos seus produtos	Comportamentos monopolistas por parte das PRO.
	Maior dificuldade em identificar potenciais <i>free-riders</i>	

Na criação de um sistema que gere o final de vida de um produto é necessário considerar em primeiro lugar a implementação com carácter individual. Os produtores deverão ter a liberdade de escolher soluções alternativas para o problema. Para a constituição de um sistema é possível optar-se por mecanismos que possuam apenas um tipo de responsabilidade (individual ou colectiva) ou os dois. Neste último caso, o sistema é chamado de híbrido e tem a potencialidade de englobar as vantagens dos dois tipos de esquemas, isto é, ter uma organização colectiva (e por isso com menores custos de operacionalidade) e possuir responsabilidade individual financeira (tendo maior capacidade de estimular a inovação e o eco-design). O sistema de embalagens alemão é exemplo de um sistema híbrido, em que por um lado os produtos são manuseados em conjunto e por outro existe uma discriminação nos custos que os produtores assumem pela gestão do fim de vida dos seus bens.

#### **4.6. *EPR e o Princípio do Poluidor-Pagador***

A aposta em soluções de final de linha torna possível a redução dos impactes que determinado processo produtivo provoca no ambiente. No entanto, esta solução não ataca a raiz do problema. Os impactes são apenas minorados e existe somente a preocupação de impedir que os poluentes não sejam libertados para o meio. Torna-se necessário desenvolver estratégias que actuem a montante da cadeia produtiva, procurando impedir que a poluição não seja gerada e apostando na prevenção, minimização de resíduos assim como na adopção de tecnologias limpas (Lindhqvist, 2000).

Neste contexto, o PPP estipula que o poluidor deverá ser responsável pelos custos de controlo e de prevenção da poluição estabelecidos pelas autoridades, garantindo assim a aceitabilidade do ambiente (Barde, 1994; OCDE, 2001). Por outras palavras, através de taxas aplicadas às emissões ou a partir de instrumentos de regulação que obrigam à redução da poluição, o custo do dano ambiental que determinado poluidor causa é internalizado e reflectido no custo de produção dos produtos ou serviços que aquele agente produz.

Como âmbito de aplicação, o PPP limita-se apenas à poluição gerada ao nível das instalações de uma empresa. Os instrumentos de política ambiental criados a partir deste princípio não se preocupam com os vários estágios do ciclo de vida de um produto, ignorando os impactes que estes poderão provocar a montante e a jusante da sua concepção (Davis, 1999; Tojo, 2004). Assim sendo, embora o PPP promova a prevenção e minimização de resíduos, existem por vezes casos em que os impactes são apenas mudados de um estágio para outro, sendo por isso posta em causa a eficácia de determinada política. O Poluidor-Pagador não se adapta a situações em que o produto passa a ser o poluente num estágio mais avançado do seu ciclo de vida. É também notório que, em casos em que a utilização do produto gera poluição indirecta ou quando o produto incorpora poluição proveniente de fases a montante da sua concepção, o PPP tem grandes dificuldades.

Por outro lado, a EPR surge como um princípio mais abrangente, que procura estender a responsabilidade do produtor ao longo do ciclo de vida de um produto, dando os incentivos necessários para que todos os impactes do sistema sejam incorporados (Davis, 1999). Em vez de se focar apenas nas instalações de uma empresa, a EPR

apoia-se nos sistemas de produtos e no eco-design para responsabilizar, com algum grau de significância, o produtor. Ao aceitar a responsabilidade de conceber um bem que minimize os impactes ambientais, suportando as responsabilidades legais, físicas, económicas e informativas, o produtor está a comprometer-se a melhorar os impactes a montante e a jusante ao longo do ciclo de vida do produto.

Em suma, pelo facto de a EPR possuir este tipo de características pode-se afirmar que este princípio complementa o âmbito de actuação do PPP.

## **4.7. *Potenciais Desafios***

### **4.7.1. *Exportação e Deposição Ilegais***

A exportação e deposição ilegais são dois problemas que podem afectar seriamente a eficácia do sistema que gere determinado fluxo de resíduos. Estas práticas podem ameaçar o ambiente e a saúde pública se não forem devidamente encaradas pelas entidades que gerem o processo. Além disso, a exportação e deposição ilegais permitem a existência de circuitos paralelos. Como consequência, as empresas que operam dentro dos requisitos legais passam a estar competitivamente em desvantagem (Tojo, 2004), podendo até ameaçar a viabilidade do sector.

As causas para o aparecimento destes comportamentos não são lineares. Existem várias condicionantes que tornam as práticas de exportação e deposição ilegais comuns. O facto dos resíduos serem manuseados à margem da lei reduz substancialmente as despesas, tornando estas actividades práticas aliciantes. A queda do valor de mercado dos itens recuperados pode também levar a um aumento da deposição ilegal. Com a diminuição do valor dos componentes e materiais recuperados ao longo da cadeia de tratamento, as actividades realizadas pelos agentes do sistema tornam-se menos lucrativas e como consequência existe um maior incentivo à exportação e/ou deposição ilegais.

A reutilização de produtos é igualmente um meio que facilita a exportação e deposição fora dos parâmetros legais. Existe uma linha ténue entre um produto que é reutilizado (produtos em segunda mão por exemplo) e um que se torna alvo destas práticas ilícitas. Outro factor com peso decisivo é a forma como está desenhado o sistema que faz a gestão de resíduos. Por exemplo, se for cobrada ao consumidor uma taxa no momento em que este entrega o seu produto em fim de vida, existe um forte

incentivo para que o produto seja depositado ou exportado de forma ilegal, evitando assim o imposto (Davis et al., 2003; Yamaguchi, 2002). A gestão dos televisores, ar-condicionados, frigoríficos e máquinas de lavar no Japão é um caso onde esta situação pode acontecer, já que o proprietário é obrigado a pagar uma taxa de reciclagem no momento em que se vê livre de um destes itens.

A solução para este problema deve passar inevitavelmente pela construção de um sistema que seja sensível à questão da exportação e deposição ilegais. Características que levem à prática destes comportamentos devem ser evitadas. Por outro lado, deve-se apostar num controlo rigoroso das operações, identificando e corrigindo possíveis situações que estejam à margem dos requisitos legais. Neste capítulo as PRO podem desempenhar um papel relevante. Na secção 4.9, a temática da monitorização será abordada com maior detalhe.

#### **4.7.2. *Produtos Órfãos e Históricos***

Quando um programa de natureza EPR entra em vigor, geralmente os produtores passam a ter um conjunto de responsabilidades na gestão do final de vida do produto. Após a implementação, os produtos novos são normalmente submetidos às regras estabelecidas pelo programa. No entanto, para o caso dos produtos históricos e órfãos a aplicação destas directrizes pode representar um verdadeiro desafio às entidades responsáveis pela implantação do sistema.

Um produto histórico é, segundo OCDE (2001), um produto que foi fabricado e introduzido no mercado antes das condições de um determinado programa EPR serem impostas. Por serem produtos que já existiam, as prerrogativas EPR não os afectam e os custos relacionados com a gestão do final das suas vidas podem ser mais elevados. Mesmo quando os produtores se tornam responsáveis por este último capítulo, os produtos históricos não podem ser modificados (Tojo, 2004). Os custos alocados ao seu manuseamento não influenciam directamente o desenvolvimento dos novos produtos.

Por outro lado, os produtos órfãos são caracterizados por serem produtos sujeitos às condições impostas pelo programa EPR mas que cujo seu produtor deixou de existir como entidade legal (Lindhqvist, 2000; OCDE, 2001). Para estes casos, torna-se difícil encontrar o responsável que suporte os custos da gestão do final de vida deste tipo de produtos. A ocorrência de produtos órfãos depende de um conjunto de factores. Uma

das vertentes que pode ter algum peso no aparecimento do problema é a tipologia que está inerente ao produtor. A existência de pequenos importadores pode potenciar o aparecimento de produtos órfãos. Por serem entidades com um poder económico limitado, estas empresas podem não ser capazes de suportar custos inesperados, estando assim mais expostas ao risco de falência. Outro aspecto que pode ser influente é o tempo de vida dos produtos. Um produto de longa duração tem uma maior probabilidade de se tornar órfão, pois está sujeito a um maior número de factores que podem pôr em causa a viabilidade da empresa. O período de vida dos produtos afecta igualmente a presença de produtos históricos. Ao contrário dos produtos de curta duração que, por serem rapidamente consumidos não representam um problema significativo, os produtos de longa duração poderão existir durante vários anos, sendo necessário criar um esquema que suporte estes produtos.

Em relação ao tipo de responsabilidade, conforme foi visto anteriormente no capítulo 4.5, a responsabilidade individual tem mais dificuldades na gestão dos produtos históricos e órfãos que a responsabilidade colectiva. O facto de não se poder modificar as características dos produtos históricos faz com que, do ponto de vista do incentivo à alteração do design, a responsabilidade individual financeira seja limitada (Lindhqvist *et al.*, 2006b). Um sistema de recolha baseado na responsabilidade individual pode trazer também bastantes problemas no processamento dos produtos órfãos (Khetriwal *et al.* 2009). Lindhqvist *et al.* (2006a) afirma ainda que no que diz respeito ao financiamento do sistema, a responsabilidade individual não financia de forma adequada a gestão destes bens. Quanto ao plano colectivo, este tipo de responsabilidade não faz distinção entre produtos. Por esta razão, a responsabilidade colectiva tem a vantagem de abranger todos os produtos de forma indiferenciada, fazendo com que neste tipo de sistema a questão do manuseamento dos produtos históricos e órfãos seja desprovida de qualquer sentido (Tojo, 2003). Em ambos os tipos de responsabilidade, o envolvimento físico dos produtores é recomendado, visto que para além de reforçar a comunicação entre os processos a montante e a jusante do ciclo de vida do produto, dá-lhes a oportunidade de adquirir informação relevante acerca de como fazer o design para o final de vida.

Para um sistema EPR estar bem adaptado à realidade do sector, ele precisa ser sensível à questão dos produtos históricos e órfãos. Nesta matéria, para que a políticas sejam bem implementadas, o programa deve ser capaz de (Lindhqvist *et al.*, 2007):



- Prevenir a existência de produtos órfãos;
- Fazer a distinção entre produtos novos e produtos históricos;
- Distribuir, o mais justo possível, os custos relacionados com o processamento destes tipos de produtos.

Em termos de processos de financiamento, vários métodos foram encontrados para suportar os custos de manuseamento destes tipos de bens. Por princípio, os produtos históricos podem ser financiados de qualquer forma, desde que o método utilizado esteja de acordo com o contexto da sociedade. Um dos modelos aplicados para o financiamento dos produtos históricos e órfãos foi a partilha dos custos consoante a cota de mercado que cada produtor tem no presente ou em anos passados (Kollberg, 2003; Walls, 2006). Um exemplo deste caso é a gestão dos REEE na Europa, em que a Directiva faz com que os produtores sejam responsáveis pelos produtos históricos tendo por base o peso que cada um possui no mercado actual.

No caso dos produtos órfãos existe igualmente a possibilidade de se utilizar seguros para cobrir as despesas geradas pelo manuseamento deste tipo de bens. No momento da compra do produto, o pagamento da quantia relativa aos custos da gestão do seu final de vida, faz com que o problema dos produtos órfãos seja resolvido. Como exemplo, o sistema de gestão do final de vida de veículos na Suécia possui a opção do produtor pagar os custos relativos ao tratamento e valorização do seu veículo através de um seguro.

As quantias podem ser cobradas no momento em que o último proprietário entrega o produto, através de pagamentos periódicos ou quando os produtos novos entram no mercado. Este último tem como ponto negativo o facto da quantia cobrada não reflectir os custos reais da gestão dos produtos históricos e órfãos. Por outro lado, os pagamentos periódicos não são sensíveis às flutuações do mercado. Caso o financiamento seja partilhado pelos produtores tendo por base o peso que cada um tem no mercado, este tipo de cobrança pode fazer com que o valor pago seja diferente do número de produtos históricos que um dado produtor pôs no mercado (Yamaguchi, 2002). No que diz respeito ao pagamento feito quando o último proprietário entrega o seu produto, embora este seja o tipo de financiamento mais próximo dos custos reais pagos pela gestão do final de vida do produto, ele tem a apetência de incentivar as práticas de exportação e deposição ilegais.

Para que o problema dos produtos históricos não seja muito significativo na implementação do programa EPR, a aplicação das medidas pode ser feita de modo faseado. Este comportamento permite uma maior flexibilidade no processo de transição. Ao ser dado mais tempo para que os produtos sejam manuseados de acordo com as práticas pré-EPR, permite-se evitar situações em que os custos de processamento dos produtos históricos são reflectidos no preço dos novos produtos (OCDE, 2001). A Directiva sobre a gestão dos veículos em final de vida é exemplo desta transição faseada. Nela, as metas de valorização e os requerimentos ligados à entrega gratuita de veículos (*free take-back*) são faseados ao longo do tempo.

#### **4.7.3. *Free-riders***

Em termos comuns, na provisão de um bem público, os indivíduos de um grupo têm que decidir o grau de participação que irão ter no processo ao qual todos irão beneficiar, mesmo que não contribuam em nada. Neste contexto, existe uma forte tendência para que haja elementos do grupo que se comportem como *free-riders*, ou seja, que usufruem dos mesmos benefícios dos outros membros do grupo, mas contribuindo pouco ou nada no suporte dos custos decorrentes da provisão do bem (Kim e Walker, 1984). No caso específico da Responsabilidade Alargada do Produtor, os *free-riders* são produtores que evitam o pagamento dos custos provenientes da gestão do ciclo de vida dos seus bens, embora beneficiem do facto de outros produtores o fazerem.

A ocorrência de *free-riders* num sistema EPR pode comprometer seriamente a viabilidade deste. A sua existência traduzir-se-á em diferenças de competitividade entre os membros que cumprem com as suas responsabilidades e aqueles que não. Como consequência, a sua presença desincentiva a correcta participação dos agentes no programa EPR, provocando desigualdades e podendo inviabilizar o funcionamento destes actores no sistema (OCDE, 1998a).

O problema dos *free-riders* depende em grande parte da forma como o sistema foi desenhado e do tipo de produtos que este engloba. Por exemplo, se o sistema for caracterizado por possuir um número elevado de produtores, existe um enorme potencial para que esse programa tenha dificuldades relacionadas com *free-riders*. A dimensão dos produtores é igualmente um dos factores que pode influenciar o aparecimento deste tipo de problemas. Em Davis *et al.* (2003) é afirmado que, por vezes, importadores de pequenas dimensões conseguem evitar o pagamento de taxas

relacionadas com a gestão dos seus produtos. Casos de importações feitas a partir de consumidores individuais são também apontados como sendo situações onde a cobrança de verbas associadas ao manuseamento do final de vida do produto pode ser complicada.

No que diz respeito à tipologia do sistema, geralmente os programas voluntários têm problemas relacionados com os *free-riders* (Fishbein, 1997; Davis *et al.*, 2003; McKerlie *et al.*, 2006). Por ser de carácter não obrigatório, algumas empresas beneficiam do facto de não participar no programa, tendo, no entanto, os seus produtos devidamente tratados pelos parceiros que optaram por assumir as suas responsabilidades. Outra situação que pode ocorrer é a existência de empresas que aderem ao sistema, usufruem dos seus benefícios, mas não cumprem com as obrigações previamente estipuladas. Davis *et al.* (2003) afirma que os esquemas voluntários não só carecem de produtores dispostos a financiar o sistema, como também não conseguem prevenir o manuseamento de produtos não afectos ao programa. A gestão das embalagens na Alemanha é exemplo de um sistema do tipo voluntário que sofreu problemas desta natureza. Como prova que as empresas fazem parte do programa, as embalagens que entram no mercado têm que possuir um rótulo. Após a implementação do sistema, a percentagem de embalagens detentoras do referido rótulo era de 90%. Apesar deste valor, o número de *free-riders* era elevado, pois apenas 60% das embalagens correspondiam às entidades que realmente participavam no esquema (Fishbein, 1997).

No seguimento dos problemas verificados com os sistemas voluntários, tem-se observado a sua substituição por programas de carácter obrigatório. Uma das razões principais que está na base desta decisão é o facto de neste tipo de sistemas todos os produtores terem que assumir as suas responsabilidades. Assim, para poder operar, os produtores têm que respeitar o que está estipulado por lei, cumprindo com as suas responsabilidades e como consequência, fazendo com que o problema dos *free-riders* seja substancialmente reduzido. Por vezes, em alternativa aos sistemas obrigatórios, as autoridades propõem a assinatura de acordos negociados. Embora este tipo de acordos não tenham a mesma carga vinculativa que os obrigatórios, é frequente existir uma maior taxa de participação que nos programas voluntários. Este facto deve-se ao risco de, como resultado da fraca participação manifestada, as autoridades implementarem

um sistema do tipo obrigatório, mais exigente e que pode aumentar o fardo das empresas.

Em relação ao tipo de responsabilidade, conforme foi afirmado anteriormente, os sistemas de carácter individual têm dificuldades na identificação dos *free-riders*. Em contra-partida, os sistemas colectivos são apontados como tendo maior facilidade em eliminar o problema, apesar do risco dos produtos de *free-riders* poderem ser manuseados neste tipo de programas.

A existência de PRO é também um factor determinante na identificação e supressão deste tipo de problema. Por serem organizações constituídas por produtores, elas normalmente têm um conhecimento aprofundado do mercado. As PRO estabelecem níveis mínimos de adesão, monitorizando as actividades dos seus membros e aplicando sanções a possíveis infractores. Como estas organizações representam parte ou a totalidade dos produtores que participam no programa EPR, elas procuram identificar *free-riders*, protegendo assim os interesses dos agentes que estão em conformidade com o sistema. As PRO fomentam a prática de “pressão entre pares”, ou seja, que sejam os próprios produtores a identificar os *free-riders*. Um exemplo da actuação das PRO foi a intervenção que a SWICO teve quando um produtor com grande peso no mercado suíço decidiu não aderir ao sistema gerido por esta organização. Ao ser verificado que grandes quantidades de REEE pertenciam àquele agente, a SWICO decidiu abordar o produtor no sentido de fazê-lo pagar pelos custos de processamento do seu produto. Perante o facto, o produtor optou por aderir ao sistema, cessando o seu comportamento enquanto *free-rider* (Khetriwal *et al.*, 2009).

Para que o papel das PRO seja executado sem qualquer restrição é necessário existir cooperação entre estas instituições e as autoridades. Embora a intervenção das autoridades seja essencial, devem ser reconhecidas as suas limitações para que as acções desempenhadas pelas PRO e os operadores que se encontram legais as possam colmatar (OCDE, 1998a). As autoridades são normalmente as entidades que estão responsáveis pela criação, implementação e monitorização do sistema. No entanto, elas podem não ser suficientes para impedir a proliferação de *free-riders* no programa. Conforme foi referido no parágrafo anterior, as PRO podem desempenhar um papel de relevo na monitorização do sistema e identificação de possíveis *free-riders*. É por isso que as

autoridades devem criar um sistema que permita às PRO exercer um papel activo no combate a este problema.

#### **4.8. Capacidade de Inovação/Design para o Ambiente**

A procura por parte dos consumidores é uma das principais forças que influenciam o investimento feito pelo sector privado. Apesar de cada vez mais existir maior consciência ambiental por parte dos consumidores, em geral esta percepção ainda não é determinante no momento da aquisição de um determinado bem. Por exemplo, na compra de um automóvel ou de um computador, o consumidor comum não se preocupa com o comportamento do produto adquirido quando este se encontra sob a forma de resíduo. Assim, em grande parte dos casos, se não existir qualquer intervenção, os produtores têm poucos incentivos para alterar as características dos seus produtos e, consequentemente, reduzir os impactes que estes provocam no ambiente.

Em relação ao final de vida do produto, se a responsabilidade de manusear os resíduos estiver a cargo das autoridades e o consumidor não tiver que suportar os custos decorrentes das operações executadas no sistema, existem poucos incentivos para que o produtor incorpore no design do seu produto características que o tornem mais fácil de tratar. Os produtores e consumidores podem ignorar as implicações que as suas escolhas têm na gestão de resíduos, pois nenhuma penalização significativa advém do facto dos produtos seleccionados serem de difícil valorização ou apresentarem elevados custos no seu manuseamento. Neste contexto é necessário introduzir um conjunto de condições que estimulem a prevenção da poluição, tendo como principais vectores o eco-design ou o design que facilite a gestão do final de vida dos produtos<sup>5</sup>.

O eco-design é o processo em que as características ambientais são incorporadas nos objectivos de design do produto. Os agentes privados passam a produzir os seus bens considerando os impactes que estes podem ter ao longo do seu ciclo de vida. Com o eco-design, o processo produtivo procura minimizar as consequências ambientais directas e indirectas que o produto poderá vir a ter (Fullerton e Wu, 1998; Fishbein, 2000; McKerlie *et al.*, 2006). No que diz respeito às empresas, os custos iniciais, resultado da alteração ao design do produto, poderão ser elevados. Os benefícios imediatos provenientes deste tipo de práticas são, por vezes, mais de carácter público

---

<sup>5</sup> O caso específico do design para o final de vida é uma subcategoria do eco-design; este último um conceito mais abrangente.

que privado, podendo levar a que o sector privado se sinta pouco motivado a apostar na inovação e no re-design dos seus produtos.

Conforme foi referido anteriormente, a EPR tem como principais objectivos o estímulo ao produtor na adopção de novas práticas de design do produto, bem como prevenir a ocorrência de impactes no ambiente. O eco-design ou o design para o final de vida são dois conceitos que decorrem naturalmente deste princípio. Com a EPR, a responsabilidade do produtor é estendida às várias fases do ciclo de vida do produto. No caso específico da gestão do fim de vida, se o programa estiver devidamente implementado, estabelecer-se-á um elo entre a fase final e o design do produto. Pelo facto de na EPR os produtores passarem a ser responsáveis por gerir o final de vida dos seus bens, suportando financeiramente as operações executadas no sistema, estes agentes terão a tendência para incorporar no design características que façam com que não só os seus produtos resultem em menos resíduos como também sejam potencialmente mais valorizáveis. Quanto maior for o poder de adaptação, menor será a quantia que o produtor despendirá, resultando numa maior vantagem competitiva em relação a outros que não poderão atingir o seu grau de desempenho. O sector privado é assim estimulado a desenhar os seus produtos o mais ajustado possível às necessidades do sistema de gestão do final de vida.

Num sistema EPR, os produtores são considerados como os principais intervenientes no ciclo de vida do produto. Eles encontram-se na melhor posição para tomar decisões a respeito das características que os futuros produtos poderão vir a ter. São eles que os desenham, que os fabricam e por isso são eles que têm maior capacidade de proceder a alterações na fonte, prevenindo ou reduzindo os impactes que os produtos provocarão mesmo antes de estes se manifestarem (Lindhqvist, 2000; Fishbein, 2000; OCDE, 2001; Tojo, 2004). Para que um sistema EPR seja eficaz em estimular alterações ao design dos produtos, é assim essencial que os seus mecanismos levem os produtores a serem incentivados a modificar as suas condutas.

Do ponto de vista das motivações que levam à adopção do eco-design ou na aposta na inovação, as razões que estão na base para que uma empresa opte por este tipo de práticas dividem-se em duas vertentes (Brezet e Hemel, 1997):

- **Interior da empresa ou motivações internas:** que passam pela necessidade de aumentar a qualidade do produto; pela melhoria da imagem da empresa; em aumentar a motivação dos empregados; o sentido de responsabilidade da administração e a necessidade em reduzir os custos das actividades executadas pelo agente privado.
- **Área de influência da empresa ou motivações externas:** como o caso do cumprimento de requisitos estipulados pelas autoridades; no aumento da competitividade; em requisitos ambientais associados a prémios de projecto e concepção de produto e nas organizações de indústria e/ou comércio.

No que se refere às características que deverão estimular a inovação e o eco-design, um programa EPR deverá ser suficientemente flexível em relação ao modo como os produtores cumprirão com as suas metas e objectivos. A aplicação de instrumentos económicos, como por exemplo taxas de deposição ou taxas de reciclagem, poderão dar o incentivo suficiente para que os agentes privados atinjam determinados resultados, sem que a liberdade de optar pela solução que se adapte melhor às necessidades da empresa seja posta em causa. Para que o programa seja economicamente eficiente, é também necessário que o produtor seja capaz de sair do sistema em que está inserido e, de seguida, aderir a uma outra alternativa ou até mesmo constituir a sua própria solução (Lindhqvist *et al.*, 2006a).

O estabelecimento de metas elevadas ou a proibição de substâncias, são igualmente medidas que podem fomentar a inovação. A fixação de metas exigentes obrigará os produtores a terem que desenhar os seus produtos de forma a satisfazer os requisitos estipulados, que de outra forma seriam difíceis de implementar. Por outro lado, a restrição de certos tipos de substâncias no fabrico ou na deposição em aterro pode ter um papel significativo no processo de re-design (mais especificamente na substituição de materiais). Em alguns casos específicos, o facto de se imputar aos produtores a responsabilidade de gerir o final de vida dos seus produtos pode não surtir efeito no estímulo às alterações do design. Davis *et al.* (2003) afirma que para casos em que se verifiquem estas condições, como por exemplo o uso de substâncias perigosas, existe a tendência para que o programa aplique restrições a substâncias. O mesmo autor constata ainda que, sob a possibilidade de uma certa substância ser restringida, os agentes privados em muitos casos antecipam-se à legislação e optam por adoptar novas práticas.

Com este comportamento, o produtor procura assimilar o mais rápido possível a potencial proibição e, consequentemente, ficar melhor preparado no momento em que a legislação for aplicada.

Um dos aspectos determinantes no incentivo à adopção de práticas de eco-design, nomeadamente do design para o final de vida, é a comunicação que deve existir entre os agentes que participam nas operações realizadas quando o produto se encontra no final de vida. A troca de informação proporcionará a oportunidade dos produtores obterem informação sobre o tipo de actividades que os operadores de final de vida executam e perceber a *performance* que os seus produtos têm quando manuseados por estes agentes. A informação permitirá identificar problemas associados ao fim de vida do bem, possibilitando a incorporação de novas práticas que solucionem estas dificuldades (Davis, 1999). Para os agentes que executam as operações de final de vida, a comunicação também dará a oportunidade para que os produtores possam disponibilizar um conjunto de instruções que optimizem as suas actividades.

Como se verificou previamente, num programa EPR é importante estabelecer um elo entre a fase final e o design. O facto de o produtor ser responsável financeiramente pela gestão do fim de vida do produto pode não ser suficiente para estimular o eco-design. A quantia que é paga pelo produtor deve reflectir o grau de cumprimento das metas e objectivos do sistema EPR. Esta condição é bastante importante para que se incentive a adopção de práticas que facilitem o design para o final de vida, sobretudo em sistemas de carácter colectivo. Conforme foi referido na secção 4.5, um sistema que se baseie na responsabilidade colectiva tem mais dificuldades em estimular a aposta na inovação e no eco-design, pois se os produtos forem manuseados em conjunto, sem que haja distinção entre marcas, o produtor que gera mais impactes acaba por ser subsidiado por aquele que procurou melhorar as características do seu produto. O financiamento deve ser assim efectuado através de taxas diferenciadas que traduzam os custos associados à gestão do final de vida do produto. Um exemplo de um programa que não faz a distinção entre produtos de marcas diferentes é o sistema de gestão do final de vida dos REEE na Holanda, onde a distribuição de taxas é influenciada principalmente pelo peso que cada produtor tem no mercado. Por outro lado, o exemplo da gestão das embalagens na Alemanha é um caso onde os produtores pagam diferentes taxas consoante o peso e o tipo de materiais que os produtos têm. Neste exemplo, a diferenciação reflecte a



capacidade que determinado produto tem em ser valorizado. A tabela 4.3 ilustra a discriminação que é efectuada no sistema gerido pela *Duales System Deutschland*.

**Tabela 4.3 – Taxa aplicada no sistema *Duales System Deutschland* em 2002** (Fonte: Lévêque, 2004)

Material	€/kg
Vidro	0,076
Papel/Cartão	0,204
Aço	0,286
Alumínio e outros metais	0,766
Plástico	1,508
Cartões para líquidos e conteúdos pastosos	0,864
Outros componentes	1,073
Materiais naturais	0,102

Apesar da distinção entre marcas ser um importante factor na promoção do eco-design, existem dificuldades na aplicação de sistemas baseados neste tipo de critério. Alguns autores, como por exemplo Veerman (2004) e Walls (2006), referem que os sistemas que fazem a diferenciação das características, não só são demasiado dispendiosos, como também apresentam dificuldades na implementação e no cumprimento dos seus requisitos. Existe ainda problemas relacionados com a complexidade e durabilidade de determinados produtos que podem revelar-se um obstáculo para o incentivo de práticas de eco-design. Produtos complexos, como os veículos ou os EEE, são constituídos por um número elevado de materiais e componentes. A complexidade das características apresentadas e o leque variado de opções de reutilização e reciclagem que estes bens possuem, pode dificultar o modo como as taxas reflectem os impactes ambientais provocados por cada marca (Davis *et al.*, 2003; Tojo, 2004). No que respeita à longevidade dos produtos, quanto maior for o período de vida, mais complicado será prever os futuros custos que determinado bem terá. Para um sistema que cobre taxas quando o produto é adquirido pelo consumidor, é praticamente impossível prever a quantia correspondente ao seu manuseamento. No futuro poderá existir alterações quanto ao modo como o sistema funciona. Nova tecnologia pode melhorar a *performance* das operações executadas. O preço dos materiais reciclados ou o quadro legislativo que regula o programa podem sofrer modificações. Quanto maior for o período de vida de um produto, maior probabilidade haverá para que possíveis alterações possam ocorrer, aumentando assim a incerteza relacionada com os custos que decorrerão das operações de final de vida. Note-se ainda

que o facto de um produto possuir um elevado período de vida pode fazer com que os efeitos do novo design se sintam de forma mais lenta que o normal (Smith, 2005).

#### **4.9. Monitorização**

A monitorização é, por tradição, encarada como sendo um processo de punição que se foca principalmente nos aspectos negativos correspondentes a situações de incumprimento. Apesar deste conceito demasiado simplista, o processo de monitorização possui outras particularidades que o torna essencial para o sucesso dos programas EPR. A monitorização permite não só controlar as actividades executadas pelos vários agentes do sistema, como também corrigir potenciais ameaças que poderão pôr em causa a viabilidade de todo o sector. Este processo possibilita identificar e corrigir eventuais casos de *free-riders* ou situações de deposição e exportação ilegais. Neste sentido, a monitorização garante a qualidade das operações de recolha, tratamento e valorização, sendo indispensável ao bom funcionamento do programa.

Para que um sistema de natureza EPR seja efectivo, no mínimo, é necessário recolher-se informação sobre (Lindhqvist *et al.*, 2007):

- Produtores;
- Quantidade de novos produtos que cada produtor coloca no mercado;
- As instalações de tratamento que estão autorizadas a tratar os resíduos afectos ao programa;
- A quantidade de resíduos que entra no sistema ou que é separada para diferentes canais de valorização ou tratamento.

No que se refere ao seu funcionamento, a eficácia e eficiência do processo de monitorização é influenciado pela forma e natureza como os instrumentos de política ambiental estão aplicados. Em geral, um programa baseado em instrumentos de comando e controlo terá um esquema de monitorização mais exigente em relação a um que seja dominado por instrumentos económicos. Quanto maior for o grau de complexidade associado à monitorização, maior serão as despesas envolvidas neste processo. Caso a monitorização requeira demasiados recursos, a viabilidade do sistema pode ser posta em causa, pois devido aos elevados custos, o acompanhamento e controlo das actividades do sector poderá ser in comportável. Assim, dever-se-á

ponderar a melhor combinação de instrumentos de forma a encontrar o equilíbrio entre os custos de monitorização e a sua eficácia.

A frequência à qual os dados são reportados é outro aspecto que deve ser considerado na construção do esquema de monitorização. Segundo OCDE (2001) e Tojo (2003), as políticas EPR deverão ser monitorizadas de modo contínuo. Dever-se-á ponderar o tipo de informação que será recolhida anualmente e aquela que resultará de auditorias especiais. Quanto ao modo de reporte, em OCDE (2001) recomenda-se a utilização do formato electrónico como veículo de armazenamento e troca de informação. Sistemas de monitorização apoiados na Internet permitem poupar recursos e tempo, assim como eliminar erros que poderão surgir no processo de transferência de informação entre documentos que se encontram em formato de papel e a plataforma electrónica.

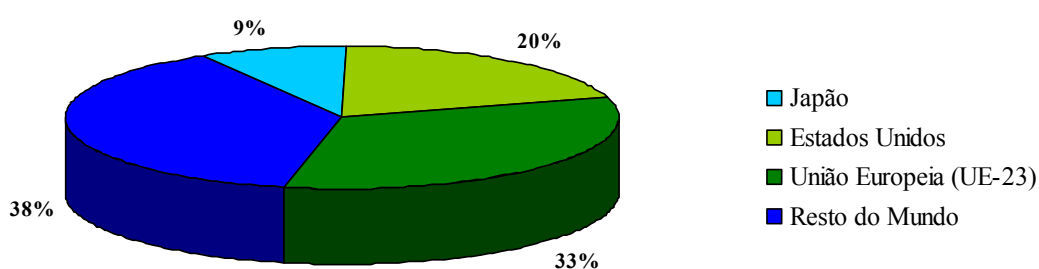
Como se verificou em secções anteriores, as PRO desempenham um papel relevante na monitorização das actividades realizadas pelos vários agentes do programa. Em geral, estas organizações possuem os seus próprios esquemas de monitorização para recolher informações sobre as características do sistema ao qual pertencem, bem como do desempenho dos agentes que o compõem. As PRO são ainda importantes no controlo dos problemas de deposição e exportação ilegais e de *free-riders*. Elas são entidades com um conhecimento aprofundado do mercado e, neste sentido, as suas capacidades para identificar os fluxos de matérias ao longo do ciclo de vida do produto são elevadas. Para além disso, as PRO estimulam os próprios produtores a identificar os problemas previamente citados. Com a prática de “pressão entre pares”, os produtores procuram expor os agentes que, ao se encontrarem a funcionar de forma ilegal, ameaçam as suas competitividades e a eficácia do programa.

Apesar do papel que as PRO desempenham, é necessário evitar que a monitorização do programa fique inteiramente a cargo destas entidades. A auto-regulação é algo que afecta a credibilidade do sistema. Pelo facto destas organizações terem como objectivo baixar os custos de valorização, a qualidade das operações poderá decrescer. Tojo (2004) refere o caso dos REEE na Holanda como um exemplo onde não existe qualquer controlo sobre as actividades do sistema. Neste país, é a indústria que propõe o modo como a monitorização deve ser realizada, desconhecendo-se a qualidade das actividades de valorização aí praticadas.

As autoridades ou outros organismos independentes terão assim que desenvolver os seus esquemas de monitorização independentemente das PRO. As organizações de produtores terão que não só reportar periodicamente as suas actividades, mas também ser alvo de acções de monitorização por parte destas entidades.

## 5. Gestão dos VFV: Experiência Internacional

Os veículos motorizados são bens destinados ao transporte, assumindo cada vez maior importância no bem-estar e desenvolvimento da comunidade. Estes produtos estão largamente difundidos nas sociedades industrializadas. Segundo JAMA (2008), até finais de 2006 existiam cerca de 292 milhões<sup>6</sup> de veículos no mundo, sendo a Europa, Estados Unidos e Japão as regiões que registavam a maior concentração. Na figura seguinte está representado o modo como os veículos se distribuem no mundo.



**Fig. 5.1 – Distribuição de veículos motorizados nos finais de 2006** (Fonte: ANFAC, 2009; JAMA, 2008)

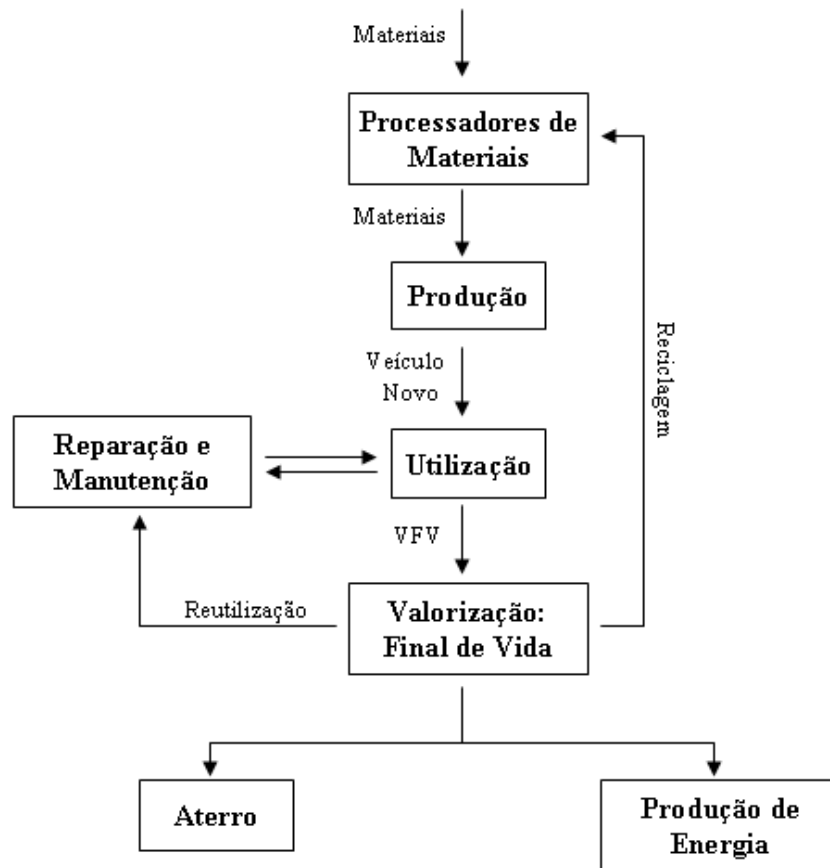
Como se observa, a União Europeia é a região com maior número de veículos, seguida dos Estados Unidos e Japão. Estas três áreas representam aproximadamente 62% do total de veículos em utilização por todo o mundo. Os Estados Unidos e Japão são os dois países que contêm mais veículos, enquanto que na Europa o país que se destaca é a Alemanha. Apenas 6 países detêm a maioria dos veículos em utilização: Estados Unidos, Japão e mais quatro estados europeus.

Neste contexto e pelo facto dos veículos motorizados estarem tão difundidos, a indústria e as actividades ligadas ao sector são importantes para a evolução mundial das vertentes socioeconómica e ambiental. No que respeita ao ambiente, com o aumento das exigências de determinadas regiões mundiais, o sector de veículos motorizados teve que se adaptar às várias alterações legais impostas pelas autoridades.

A figura seguinte ilustra as diversas fases do ciclo de vida de um veículo.

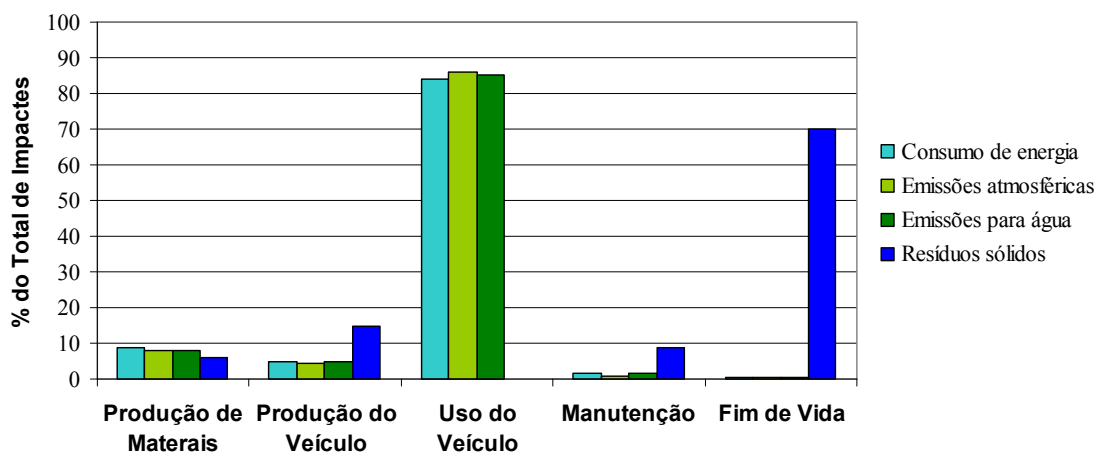
---

<sup>6</sup> Este número exclui os motociclos.



**Fig. 5.2 – Ciclo de vida de um veículo**

O ciclo de vida de um veículo pode-se dividir em 4 fases: o processamento e escolha de materiais, a produção, a utilização e manutenção e a fase final. Em cada etapa existe um consumo de recursos que inevitavelmente levará à geração de impactes no ambiente. De forma a perceber a intensidade destes impactes Sullivan *et al.* (1998) elaborou uma análise ao ciclo de vida de um veículo genérico. Repare-se que no referido estudo, o veículo genérico tem por base as características de viaturas que se encontravam vulgarmente em circulação nos Estados Unidos em 1995. A figura 5.3 ilustra a magnitude dos impactes registados ao longo do ciclo de vida de um veículo.



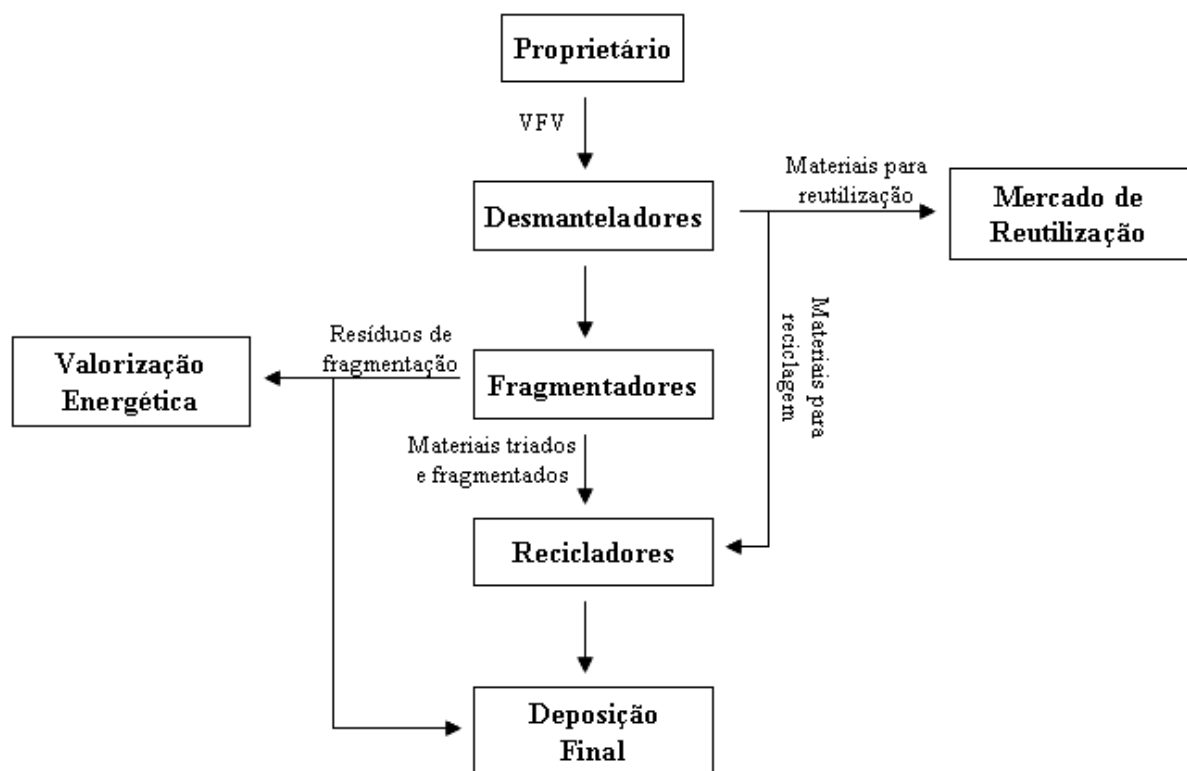
**Fig. 5.3 – Comparação dos vários impactes ocorrentes ao longo do ciclo de vida de um veículo genérico de 1995 (Fonte: Kumar e Sutherland, 2008, adaptado de Sullivan *et al.*, 1998)**

O estudo executado por Sullivan *et al.* (1998) não só pode estar desfasado em relação aos veículos actuais, como também não reflectir as características das viaturas que circulam fora dos Estados Unidos. No entanto, este permite verificar em que fase do ciclo de vida de um veículo se registam os maiores impactes no ambiente. Conforme se observa na figura 5.3, a fase de utilização do veículo e a fase final da sua vida são as que acarretam mais impactes para o meio. O uso do veículo representa mais de 80% dos indicadores de consumo de energia, emissões atmosféricas e emissões para a água, enquanto que o final de vida é a fase mais representativa na geração de resíduos, com cerca de 70% do total relativo a este indicador.

Os impactes registados na fase de utilização do veículo têm vindo a decrescer progressivamente, sobretudo no que respeita aos indicadores de consumo de energia e emissões atmosféricas. Como principais razões, a subida dos preços dos combustíveis fósseis e o aumento das exigências ambientais, nomeadamente na redução das emissões de gases de efeito de estufa, são em geral apontadas como estando por detrás desta tendência. Assim verifica-se que cada vez mais os veículos produzidos consomem menos energia e emitem menor poluição por distância percorrida.

Em relação aos impactes que se verificam na fase final do ciclo de vida de um veículo, em algumas regiões do mundo tem-se verificado a intervenção por parte das autoridades no sentido de promover a redução de resíduos provenientes deste sector. Os veículos são produtos complexos compostos por inúmeros materiais. Em termos comuns, a grande maioria da sua constituição é formada por metais. Aproximadamente

75% do peso do veículo é composto por este tipo de material, sendo a restante parte formada por substâncias de natureza diversa, como por exemplo plásticos, borrachas ou fluidos (Staudinger e Keoleian, 2001; Orsato *et al.*, 2002; Smink, 2002). Neste sentido, a maior parte da constituição dos veículos é de fácil valorização, cerca de 75 a 80% do seu peso. Nos outros 20 a 25% a dificuldade de valorização aumenta, sendo consequência directa da incapacidade de valorizar uma parte considerável dos resíduos de fragmentação (Ferrão *et al.*, 2006). A figura seguinte representa o percurso realizado por um veículo ao longo da cadeia de manuseamento no final da sua vida.



**Fig. 5.4 – Cadeia de manuseamento de um VFV**

Quando a viatura perde quase a totalidade do seu valor para o proprietário, este em geral tem duas opções: revendê-la a outro utilizador ou entregá-la para abate. Caso se verifique a segunda condição, o veículo é por norma entregue a um operador de desmantelamento. A partir deste momento inicia-se a fase final do seu ciclo de vida, onde os vários agentes da cadeia executam os processos de tratamento e valorização. No desmantelamento, o VFV é submetido às operações de despoluição e remoção de componentes e materiais para valorização. Os componentes e materiais considerados perigosos, como os fluidos, os componentes pirotécnicos ou as baterias são removidos e tratados. Por outro lado, as partes que possuem valor de mercado positivo são



revendidas para serem reutilizadas como peças usadas ou para serem recicladas (Kim, 2002; Valorcar, 2008c).

Após as operações de desmantelamento estarem concluídas, o veículo já sob a forma de carcaça é encaminhado para os fragmentadores. Nestas instalações ele é triturado, dando origem a três fracções: os metais ferrosos e não ferrosos e os não metais. Depois de serem devidamente separados, ambos os tipos de metais são vendidos para reciclagem. Os restantes materiais, por serem de difícil operacionalidade e não possuírem mercado, são na sua maioria depositados em aterros. Apenas uma pequena porção deste tipo de materiais é alvo de valorização energética (Kim, 2002; Valorcar, 2008e).

Do ponto de vista económico, o processamento de VFV é em geral uma actividade rentável para os seus executantes. A venda de peças em segunda-mão e de materiais para valorização permite a viabilidade económica dos operadores (Orsato *et al.*, 2002; Kim, 2005; Kumar e Sutherland, 2008). Porém, para os 20 a 25% do veículo que não são compostos por metais, o rendimento obtido é geralmente insuficiente para suprir as dificuldades e os custos que advêm do manuseamento destes materiais. Assim, sem que exista qualquer intervenção no mercado, esta fracção do veículo, por norma intitulada de resíduos de fragmentação, é enviada para aterro e apenas uma pequena parte valorizada energeticamente.

Com o aumento das exigências relativas ao final de vida dos veículos, a necessidade de melhorar as prestações ligadas às operações de fim de linha também aumentaram. Para regiões do mundo que fixaram as suas metas de valorização nos 95% do peso do veículo tornou-se óbvio o desenvolvimento de novas opções para a valorização dos resíduos de fragmentação. Neste contexto, Ferrão *et al.* (2006) sugere a aposta em duas estratégias:

- A melhoria das operações de desmantelamento, reduzindo-se por isso o potencial de produção de resíduos de fragmentação;
- A melhoria das tecnologias disponíveis para o processamento dos resíduos de fragmentação, investindo-se no desenvolvimento de novos métodos de separação e em novas formas de reciclagem dos materiais separados.

Em paralelo às referidas opções é também indispensável que se aposte nas fases a montante do ciclo de vida do veículo. Deve-se investir em novos designs, capazes de facilitar os processos de fim de linha e de aumentar o potencial de reciclabilidade destes produtos.

No presente capítulo, será analisada a forma como as regiões Estados Unidos, Japão e Europa (Alemanha, Suécia e Holanda) desenvolveram os seus sistemas de gestão de VFV. Serão mencionados os requisitos de cada sistema, as suas características e o modo como estão organizados e o papel que cada actor possui.

## **5.1. Europa**

### Política e Legislação

Na União Europeia estima-se que, actualmente, são geradas 14 a 17 milhões de toneladas anuais de resíduos provenientes dos VFV (Andersen *et al.*, 2008). A problemática da gestão deste tipo de resíduos começou a ser debatida pela Comissão Europeia em 1989, quando os VFV foram incluídos na lista prioritária de fluxos de resíduos. Desde esse momento, a gestão do final de vida dos veículos passa a estar em foco no que toca às políticas desenvolvidas dentro do espaço europeu.

Entre 1989 e 1995, a identificação do problema revelou-se na principal tarefa a ser desenvolvida. É criado um grupo de trabalho constituído pelas várias associações de industriais, grupos de consumidores, especialistas ambientais e representantes dos vários estados membros, tendo como objectivo encontrar soluções para a gestão dos VFV. Nesta fase, factores relacionados com as vertentes ambientais e económicas do problema são identificados. Os principais actores são definidos assim como os factores chave relacionados com a recolha e tratamento dos VFV na União Europeia (Smink, 2007). Por outro lado, é neste período que alguns países membros (Áustria e Itália em 1992 e Holanda e França em 1993) começam a legislar e/ou a constituir acordos voluntários no sentido de controlar devidamente o problema.

O período compreendido entre 1996 e 1999 é caracterizado pela formulação da política adoptada pela União. Mantendo como pano de fundo os estudos executados no período anterior, assim como as experiências que alguns países membros obtiveram na gestão dos seus VFV, em 1997, a Comissão Europeia lança uma proposta para a Directiva (COM (97) 358). Segue-se um período de discussão e debate por parte dos

estados membros, Comissão, associações de produtores e recicladores de automóveis. Neste intervalo de tempo, seis estados membros (Portugal, Espanha, Bélgica, Alemanha, Reino Unido e Suécia) começam a introduzir os seus próprios sistemas (Gerrard e Kandlikar, 2007).

Em 2000, o processo de debate e negociação termina e como resultado surge a Directiva 2000/53/CE. Esta directriz passou a actuar sobre os veículos motorizados de 3 rodas definidos na Directiva 92/61/CEE, veículos da classe M1 (destinados ao transporte de passageiros com um máximo de 8 lugares sentados, além do lugar do condutor) e N1 (destinados ao transporte de mercadorias de massa máxima não superior a 3,5 toneladas), sendo que todos os estados membros ficaram obrigados a fazer a transposição para os seus contextos nacionais até ao dia 21 de Abril de 2002.

No que diz respeito aos objectivos, a Directiva 2000/53/CE procura em primeiro lugar prevenir a geração de resíduos provenientes dos veículos. O facto dos resíduos de fragmentação (por vezes classificados como resíduos perigosos) constituírem cerca de 25% da composição da maioria dos veículos, assim como no ano de 2000 este tipo de resíduos não serem geralmente valorizados, fez com que a Directiva tivesse como objectivo reduzir a sua deposição final em aterro. A aposta na reutilização, reciclagem e na valorização surge assim como uma opção natural. A melhoria da *performance* ambiental de todos os operadores económicos envolvidos no ciclo de vida dos veículos e em especial, dos operadores que lidam directamente com os produtos no seu fim de vida, é igualmente apontada como objectivo.

A Directiva 2000/53/CE é a primeira Directiva Comunitária que claramente invoca o princípio da EPR (Manomaivibool, 2008). Nela, os produtores são responsáveis física, financeira e informativamente pela gestão do final de vida dos seus veículos. Por outro lado, o princípio da subsidiariedade é também invocado, ou seja, a implementação desta Directiva é feita a nível individual, dependendo das condições locais de cada estado membro.

Como metas a atingir, o Artigo 7 da Directiva define:

- Até 31 de Dezembro de 2006, a taxa de reutilização e valorização dos veículos deve ser aumentada para um mínimo de 85%, em massa, em média, por veículo e por ano. A reutilização e reciclagem deve ser aumentada, dentro do mesmo prazo,

para um mínimo de 80%, em massa, em média, por veículo e por ano. Para os veículos fabricados antes de 1980, os valores são menos exigentes, não sendo inferiores a 75% para a reutilização e valorização e 70% para a reutilização e reciclagem;

- Até 1 de Janeiro de 2015, a reutilização e valorização de todos os VFV deve ser aumentada para um mínimo de 95%, em massa, em média, por veículo e por ano. Na mesma data, a reutilização e reciclagem deve ser aumentada para um mínimo de 85% em massa, em média, por veículo e por ano.

Em termos específicos, a Directiva 2000/53/CE proíbe a utilização de mercúrio, cádmio, chumbo e crómio hexavalente na composição dos veículos que entrem no mercado a partir de 1 de Julho de 2003 (Artigo 4.2) – salvo as excepções que constam no Anexo II. Os produtores são encorajados a não só melhorarem o design e a produção dos seus veículos no que diz respeito às operações de desmantelamento, reutilização, reciclagem e valorização, como também a aumentar a utilização de materiais reciclados em veículos ou outros produtos, com a finalidade de desenvolver os mercados de materiais reciclados (Artigo 4.1). A recolha de todos os VFV e, na medida que possível, das peças usadas provenientes da reparação de veículos particulares, deverá ser feita através de um sistema criado por parte dos operadores económicos (Artigo 5.1). Todos os veículos deverão ser transferidos para instalações de tratamento autorizadas e dever-se-á criar um sistema cuja apresentação de um certificado de destruição seja requisito indispensável ao cancelamento do registo de um VFV (Artigo 5.2 e 5.3). Os produtores deverão suportar os custos de implementação do sistema na medida em que, mesmo que o valor do VFV seja nulo ou negativo, o último proprietário não tenha que pagar pela sua entrega (Artigo 5.4) – a partir de 1 de Janeiro de 2007 todos os veículos ficaram sujeitos a este requerimento.

As operações de tratamento e armazenamento deverão ter em conta os seguintes requisitos (Artigo 6):

- As medidas tomadas pelos estados membros não deverão pôr em perigo a saúde humana nem prejudicar o ambiente. Elas não poderão criar riscos para a água, ar ou solo, nem para a fauna e flora; não deverão provocar incómodos por ruídos ou cheiros, nem causar danos aos locais e paisagens;

- As operações de despoluição deverão englobar: remoção das baterias e dos depósitos de gás liquefeito; remoção ou neutralização dos componentes potencialmente explosivos (por exemplo os airbags); remoção, recolha e armazenagem separadas de qualquer fluido contido nos VFV, a menos que seja necessário para efeitos de reutilização das peças; remoção dos componentes identificados como contendo mercúrio;
- As operações para promover a reciclagem de materiais terão que remover: os catalisadores; os componentes metálicos que contenham cobre, alumínio e magnésio, se esses metais não forem separados no acto de fragmentação; os pneumáticos e grandes componentes de plástico (por exemplo, pára-choques, painel de bordo, reservatórios de fluidos, etc.) se estes materiais não forem separados no acto de fragmentação, de forma a poderem ser efectivamente separados;
- As operações de armazenamento deverão ser realizadas de forma a evitar danos nos componentes que contenham fluidos, nos que sejam recuperáveis ou nos sobresselentes.

Nos requisitos de informação, todos os estados membros deverão apresentar um relatório à Comissão sobre a execução da Directiva de três em três anos (Artigo 9.1). Os operadores económicos deverão ser obrigados a publicar um conjunto de informações relativas (Artigo 9.2):

- À concepção dos veículos e seus componentes, tendo em conta a sua capacidade de valorização e reciclagem;
- Ao tratamento ecologicamente correcto dos VFV, em especial à remoção de todos os fluidos e ao desmantelamento;
- Ao desenvolvimento e optimização de formas de reutilização, reciclagem e valorização dos VFV;
- Aos progressos realizados na valorização e reciclagem no sentido de reduzir a quantidade de resíduos a eliminar e aumentar as taxas de valorização e reciclagem.

Posteriormente o Anexo II da Directiva 2000/53/CE (relativo aos materiais e componentes que poderão conter as substâncias banidas: mercúrio, cádmio, chumbo e crómio hexavalente) foi alterado em 2002 pela Decisão 2002/525/CE e em 2005 pelas Decisões 2005/438/CE e 2005/673/CE. Com a criação da Directiva 2005/64/CE é

igualmente estabelecido um requisito mínimo para a venda de novos veículos das classes abrangidas pela Directiva 2000/53/CE. Assim e no seguimento das metas propostas por esta última Directiva, a Directiva 2005/64/CE estipula que, a partir de 15 de Dezembro de 2008, a comercialização de veículos só possa ser feita se estes sejam reutilizáveis e/ou recicláveis a um nível mínimo de 85% em massa e reutilizáveis e /ou valorizáveis a um nível mínimo de 95% em massa. A figura 5.6 mostra toda a evolução do processo político e legislativo decorrido na União Europeia.

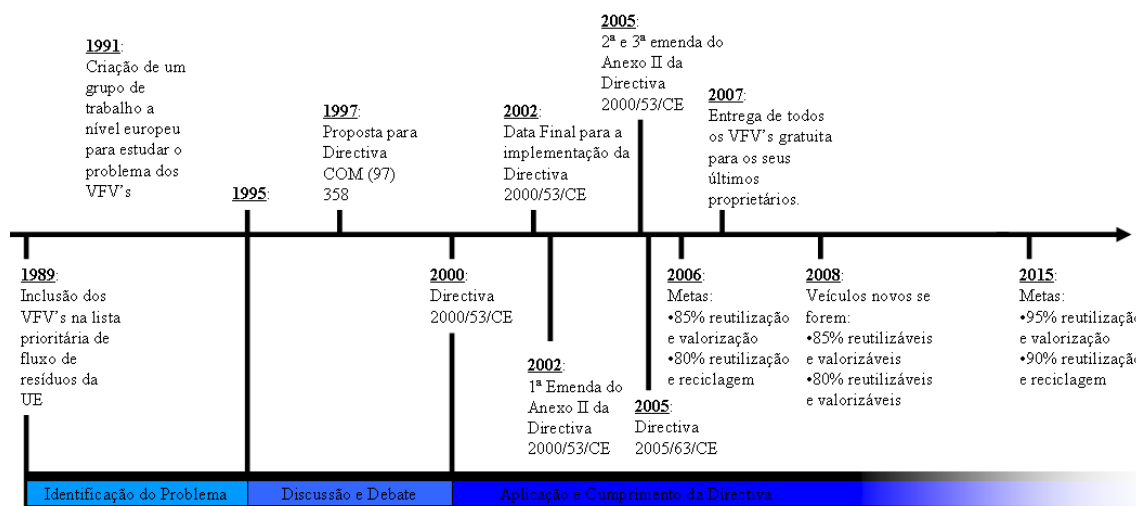


Fig. 5.6 – Política e legislação sobre VFV na União Europeia

Para além daquilo que foi referido anteriormente, frise-se ainda que para os óleos usados a Directiva 2008/98/CE promove a recolha e eliminação dos óleos usados dando prioridade ao seu tratamento através de regeneração.

### 5.1.1. Alemanha

#### Período Pré Directiva 2000/53/CE

Na Alemanha, a gestão dos VFV tem por base três marcos: o acordo voluntário realizado pela indústria e as autoridades; o regimento sobre os VFV de 1998 e a Directiva 2000/53/CE.

A base para a política alemã de gestão dos VFV começa a ser desenvolvida em 1986, quando é lançado o decreto sobre a prevenção e gestão de resíduos (*Waste Avoidance and Waste Management Act*). Este documento permitiu que as autoridades pudessem legislar sobre os fluxos especiais de resíduos, e por isso, incluir os VFV na lista de resíduos a serem regulados devidamente (Orsato *et al.*, 2002). Em 1990, quando o Ministério do Ambiente apresenta a sua proposta para lei, inicia-se um longo período de

discussão entre indústria e autoridades que só termina no ano de 1996, quando é divulgado o acordo voluntário realizado entre as duas partes.

O acordo voluntário assinado, ou *Freiwillige Selbstverpflichtung*, envolveu 16 associações de diferentes sectores e teve como principal objectivo gerir, de uma forma compatível com o ambiente, o final de vida dos veículos, nomeadamente os automóveis de passageiros (Lucas, 2001). Os defensores da criação do acordo argumentaram que este facto permitiria que os sectores que estivessem envolvidos na gestão dos VFV constituíssem uma solução que fosse, não só económica e eficiente, como também flexível com as necessidades da indústria. Assim, era necessário constituir uma infra-estrutura que estivesse apta a receber, reciclar e valorizar os VFV a nível nacional, sendo estipulado que os resíduos que fossem depositados em aterro passassem de 25% para 15% no ano de 2002 e para 5% no ano de 2015. Em termos do acto de entrega do veículo, este seria regido por condições de mercado (isto é, caso o VFV possuísse valor de mercado negativo, seria o último proprietário que teria que pagar o valor que estivesse em falta) ou gratuita caso os veículos que fossem postos no mercado em 1998 tivessem menos de 12 anos. A monitorização seria executada por uma comissão apontada pela *Verband der Automobilindustrie* (VDA), pelo Ministério do Ambiente e por uma comissão de acompanhamento que incluísse organizações de consumidores.

No que diz respeito ao regimento sobre a gestão dos VFV de 1998, este surge como reacção ao acordo de 1996, no qual os intervenientes requerem que se elabore um documento que estabeleça os requisitos base do sistema. Assim a lei sobre os VFV de 1998, ou *Altautoverordnung – AltautoV*, teve por objectivo fazer com que as operações desempenhadas pelas infra-estruturas responsáveis pelo final de vida dos veículos fossem compatíveis com o ambiente, estabelecendo um sistema de certificação dos recicladores assim como os requisitos para os centros de recolha, desmantelamento e fragmentação (Kim, 2002). Em termos particulares a portaria estipula:

- A obrigação que os últimos proprietários deverão ter no que respeita à entrega dos VFV nas estações de recolha ou nos desmanteladores;
- A necessidade dos desmanteladores, no acto de cancelamento do registo, disponibilizarem elementos que provem a eliminação do VFV;
- Que todas as partes envolvidas tenham a documentação necessária que registe o processo de gestão dos VFV;

- Que seja estabelecido um conjunto de requisitos técnicos, operativos e organizacionais para a certificação das estações de recolha, dismanteladores e fragmentadores.

Com a entrada em vigor desta portaria, os fragmentadores passam a estar obrigados a cumprir as metas estipuladas pelo acordo voluntário e que visam a redução dos resíduos que vão para aterro. Por outro lado, os dismanteladores ficam obrigados a reutilizar 15% do peso total de um VFV e no campo da recolha de veículos, os distribuidores de automóveis bem como os produtores passam a poder constituir centros de recolha.

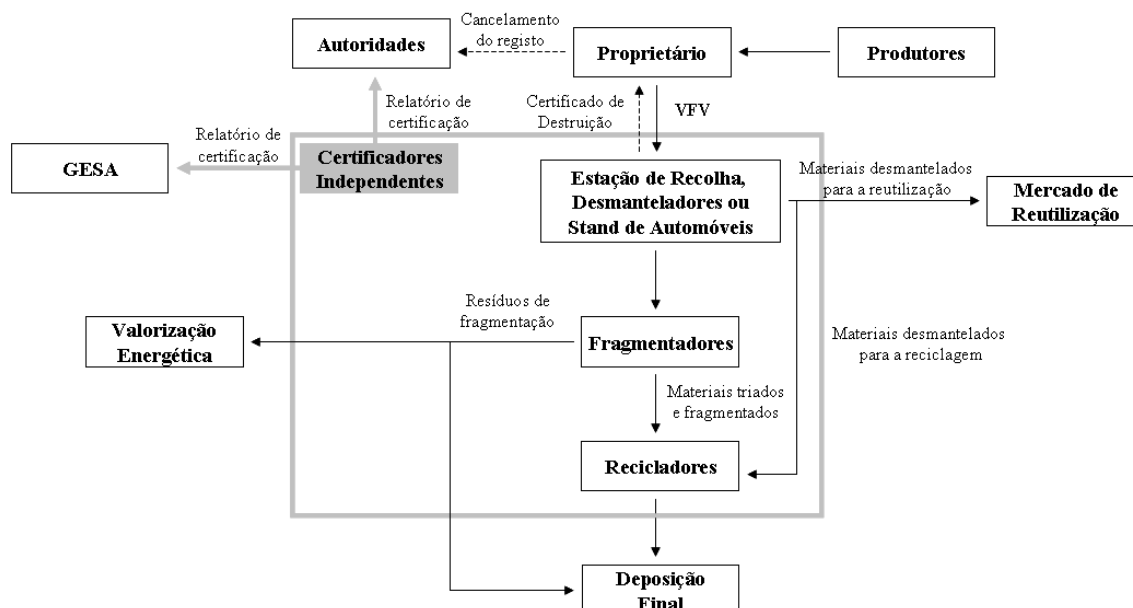
#### *Período Pós Directiva 2000/53/CE*

Após a entrada em vigor da Directiva 2000/53/CE ficou assente que todos os países da União Europeia teriam que fazer a transposição desta directriz até ao ano de 2002. Pelo facto de não existir grandes diferenças entre a Directiva e a legislação que estava em vigor, as autoridades alemãs optaram por emendar a portaria sobre a gestão dos VFV de 1998 (Development Bank of Japan, 2003). Assim as principais alterações introduzidas foram:

- O cádmio, mercúrio, chumbo e crómio hexavalente foram banidos da composição dos componentes de veículos e dos veículos que entraram no mercado a partir de 2003;
- As metas que dizem respeito à reciclagem, reutilização e valorização revistas de acordo com as metas estipuladas na Directiva (85%, em massa, em média, por veículo e por ano para reutilização e valorização e 80%, em massa, em média, por veículo e por ano para reutilização e reciclagem no ano de 2006 e 95%, em massa, em média, por veículo e por ano para reutilização e valorização e 85%, em massa, em média, por veículo e por ano para reutilização e reciclagem no ano de 2015);
- Para os veículos vendidos a partir de 1 de Julho de 2002 e para todos os veículos a partir de 2007, o último proprietário passou a não pagar no acto de entrega. Neste caso é o produtor que paga pelos custos de recepção assim como de reutilização, reciclagem e valorização energética dos VFV.

A figura 5.7 representa o esquema de gestão dos VFV na Alemanha após a transposição da Directiva 2000/53/CE, o mesmo que na actualidade se encontra a funcionar.





**Fig. 5.7 – Esquema de gestão dos VFV na Alemanha**

No sistema alemão de gestão do fim de vida dos veículos, os últimos proprietários têm a obrigação de entregar os seus VFV aos centros de desmantelamento, estações de recolha ou em *stands* de automóveis, sendo a sua entrega completamente isenta de qualquer tipo de pagamento (*free take-back system*). Quando o veículo é recebido, é emitido um certificado de destruição que é entregue ao seu antigo proprietário. Este documento é essencial no que toca ao cancelamento do registo do veículo, pois só assim é que as autoridades poderão cancelar a sua matrícula que consequentemente terminará com a cobrança da taxa de circulação aplicada ao último proprietário. Na Alemanha, existem três tipos de cancelamento do registo: para destruição, temporário ou para exportação. No que diz respeito ao cancelamento temporário, é autorizada a isenção do pagamento da licença de circulação durante um certo período de tempo no qual o veículo não é utilizado. O período poderá se estender até ao máximo de oito meses, sendo que a partir desse momento a licença terá que ser renovada ou então o registo será definitivamente cancelado para destruição do veículo (Cassells *et al.*, 2005). No caso do cancelamento do registo para exportação, como o próprio nome indica, aplica-se a veículos que sejam exportados e deverá ser executado perante a apresentação da devida documentação que prova que estes bens saíram do país.

As estações de recepção assim como os *stands* de automóveis fazem parte do conjunto de locais que, juntamente com os desmanteladores, recebem os VFV dos últimos proprietários. Os referidos actores devem cooperar entre si de forma a assegurar que as operações do sistema sejam executadas. Relativamente aos desmanteladores, estes são

ainda encarregues de fazer a despoluição dos veículos (por exemplo: remoção de óleos usados ou neutralização dos airbags), bem como remover os componentes que poderão ser reciclados e reutilizados. Para o cumprimento das suas responsabilidades, os produtores mantêm contratos com as estações de recepção, *stands* de automóveis e dismanteladores. No entanto, segundo Kohlmeyer (2009), na Alemanha, existe um elevado número de dismanteladores que não possuem qualquer vínculo com produtores. Para estes operadores, a isenção de pagamento no acto de entrega do VFV não é obrigatória (GESA, 2007). Refira-se ainda que todos estes actores (estações de recepção, *stands* de automóveis e dismanteladores) deverão estar certificados para poderem participar na gestão do final de vida dos veículos.

Em termos dos fragmentadores, a maioria faz parte de empresas siderúrgicas, existindo poucas entidades independentes que se dedicam inteiramente a esta actividade (Kim, 2002). Os fragmentadores são responsáveis por receber os veículos previamente dismantelados e tritura-los em pequenos pedaços. Na Alemanha, eles são, em última análise, responsáveis por reduzir a quantidade de resíduos de fragmentação. Para funcionar, os fragmentadores necessitam de ter certificação.

Os certificadores independentes são entidades individuais que são responsáveis pela certificação dos operadores do sistema. Para estar devidamente certificado, o operador selecciona, a partir de uma lista, o certificador que o irá licenciar. É o operador que suporta financeiramente os certificadores independentes. As autorizações para actividade têm o efeito de 18 meses, no entanto, caso sejam detectados incumprimentos, após 3 meses de certificação serão retirados os certificados aos operadores que não apresentem as condições requeridas. Depois do operador ser certificado, os certificadores independentes têm que enviar o relatório da auditoria à GESA e às autoridades. Todos os certificadores independentes têm que ser certificados pela Câmara da Indústria e Comércio ou por avaliadores ambientais (Koss, 2009a; 2009b).

As autoridades têm, no geral, o papel de cancelar as matrículas dos veículos, fazendo igualmente a monitorização dos operadores de VFV. A responsabilidade de se implementar os mecanismos obrigatórios do sistema de gestão de VFV, assim como a participação em estudos com o objectivo de melhorar a *performance* das actividades

inseridas no âmbito deste sistema<sup>7</sup>, fazem parte do conjunto de competências que as autoridades alemãs possuem. Relativamente à autorização que os certificadores independentes têm que possuir, são as autoridades que seleccionam os agentes que os podem certificar (Koss, 2009b).

Por outro lado, os produtores desempenham um papel fulcral na estrutura e funcionamento de toda a cadeia de gestão dos veículos no final das suas vidas. Na Alemanha, são os fabricantes alemães que detêm a maior parte do mercado, constituindo cerca de 70% das vendas (Kim, 2002). O produtor é responsável por suportar financeiramente o sistema, estando ainda encarregue de gerir o esquema *take-back* em que o último proprietário fica isento de pagar quaisquer custos relacionados com a deposição do veículo. Assim, os produtores são obrigados a constituir, individualmente ou em grupo, uma rede de recolha de VFV ou simplesmente contratualizar com entidades terceiras para executar esta função. As instalações pertencentes a cada rede têm que distar no máximo 50 km entre si.

No caso individual, grandes produtores alemães (como por exemplo: BMW, Opel, ou Volkswagen) constituíram as suas redes de gestão, contratualizando com os seus próprios desmanteladores (Nakajima e Vanderburg, 2005). No geral, o valor de mercado do VFV cobre as despesas relacionadas com o seu tratamento e valorização, sendo esta a principal razão para que os produtores não tenham que despende nada pela gestão dos seus veículos (Sander, 2008).

Para os casos de aplicação colectiva da responsabilidade do produtor, a associação de produtores de automóveis (VDA), criou a PRO *Arbeitsgemeinschaft Altauto* (ARGE-Altauto) que à data da sua criação, ficou responsável por coordenar a aplicação do acordo voluntário realizado pela indústria e as autoridades. Contactada directamente, a ARGE-Altauto afirma possuir uma rede de desmanteladores distribuída por todo o país. Esta organização participa em acções de sensibilização com vista a melhorar o conhecimento do público em relação ao processo de final de vida dos veículos. Segundo a própria instituição, a ARGE-Altauto auxilia as autoridades na implementação e monitorização do programa de gestão de VFV, sendo também uma plataforma de troca de informação entre os agentes que participam em todo o processo (Kern, 2009).

---

<sup>7</sup> O departamento de Ambiente do Governo Federal da Alemanha participou no grupo de trabalho constituído para estudar a reciclabilidade dos veículos e seu desmantelamento (Mascarenhas, 2004).

Na vertente monitorização, conforme foi mencionado anteriormente, as autoridades desempenham um papel preponderante na fiscalização e acompanhamento das actividades de todo o sector. Na Alemanha, toda a informação sobre a gestão de VFV é armazenada e disponibilizada pela *Gemeinsame Stelle Altfahrzeuge der Bundesländer* (GESA). A GESA é uma entidade que pertence à *InformationsKoordinierende Stelle Abfall-DVSysteme* (IKA), organização esta que coordena a informação referente aos resíduos sólidos nos 16 estados federais. A GESA não possui qualquer papel administrativo (Koss, 2009b). Como função, esta entidade é responsável por implementar um sistema de informação baseado numa plataforma do tipo electrónico. A Internet surge assim como o meio utilizado para a difusão e armazenamento de informação. Na sua página electrónica a GESA disponibiliza a lista dos dismanteladores e fragmentadores licenciados. A informação referente ao processo de gestão de VFV é disponibilizada pela organização aos certificadores independentes, autoridades e todos os outros agentes que participam no processo (Koss, 2009a).

Existem também outras entidades que desempenham acções de monitorização. As associações de dismanteladores (*Interessengemeinschaft der Deutschen Autoverwerter*, IGA) e recicladores (*Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling-und Entsorgungsunternehmen*, BDSV) possuem sistemas de auto-monitorização que são submetidos à apreciação do Ministério do Ambiente, Conservação da Natureza e Segurança Nuclear (Kim, 2002).

### **5.1.2. Suécia**

#### *Legislação Inicial*

A Suécia tem uma longa história no que se refere à gestão do final de vida dos veículos. No princípio da década de setenta, o aumento de VFV abandonados na natureza assim como o deficiente dismantelamento que era executado constituíram os principais motivos para as autoridades actuarem no sector (Lindhqvist e Lifset, 2003). Em 1975 são criadas a Lei e Portaria sobre o Dismantelamento de Automóveis (SFS 1975:343 e SFS 1975:348, respectivamente), estabelecendo-se as condições para implementação de um conjunto de mecanismos necessários à gestão deste tipo de resíduos. Neste contexto foi possível constituir a figura dos certificados de destruição, autorização para dismantelamento e a criação de um sistema depósito-reembolso.

No que diz respeito ao sistema depósito-reembolso, este instrumento económico tinha como principal desígnio reduzir o abandono dos VFV na natureza. Quando um veículo era adquirido, o primeiro proprietário teria que pagar uma taxa que financiaria o Fundo de Desmantelamento de Automóveis (*Car Scrapping Fund*). Através deste fundo, os últimos proprietários ao deixarem o seu VFV nos dismanteladores, e após ser-lhes entregue o certificado de destruição, receberiam uma quantia que funcionaria como incentivo económico à entrega do seu veículo (Zoboli *et al.*, 2000; Fergusson, 2007). Nos casos em que o veículo fosse exportado, o prémio de entrega do VFV não seria dado e consequentemente a taxa paga no momento da compra serviria apenas para subsidiar o sistema.

A gestão do Fundo de Desmantelamento de Automóveis era da responsabilidade do governo sueco. Este definia os valores das taxas cobradas aos novos veículos como também dos prémios dados aos últimos proprietários. O fundo de dismantelamento podia ser utilizado (embora este não fosse o seu principal objectivo) para iniciativas relacionadas com a reciclagem de automóveis (Kim, 2002). Por exemplo, entre 1990 e 1993, as autoridades locais usaram do fundo nove milhões de SEK para financiar campanhas locais de dismantelamento e despoluição com o objectivo de reduzir a presença de resíduos de automóveis na natureza.

Os últimos proprietários, quando recebessem a quantia relativa a terem entregue os seus veículos nos dismanteladores, teriam que negociar com estes últimos os custos das operações de fim de vida. Assim na prática, o valor do prémio real era a quantia que o último proprietário possuía no final da negociação. Em alguns casos, quando o valor do prémio não fosse suficiente para pagar os custos, seria o último proprietário que tinha que despende uma quantia extra para pagar o montante em falta (Cassells *et al.*, 2005).

Segundo um conjunto de autores, entre eles Lindhqvist (2001), Forslind (2005, 2006, 2007) e Tojo (2001), o sistema implementado em 1975 teve sucesso na obtenção dos objectivos a que a Lei e Portaria se proponham a resolver. As operações envolvidas no fim de vida dos VFV foram regularizadas e durante um longo período de tempo o abandono deste tipo de resíduos na natureza foi reduzido a níveis mínimos.

### Portaria de 1998

O sistema criado pelos suecos na década de setenta só foi alterado cerca de vinte anos mais tarde com a aprovação da Portaria sobre a Responsabilidade do Produtor nos Veículos, em 1998. O processo de revisão da legislação começou em 1993, quando a organização *Ecocycle Bill* encarregou a Comissão *Ecocycle* de definir um sistema que colocasse a responsabilidade de gestão do final de vida dos veículos no produtor. É então definido um conjunto de metas quantitativas para a reciclagem e valorização dos VFV. O conceito de *free take-back* é introduzido e são constituídos requisitos técnicos para as operações executadas no sistema.

O período seguinte caracteriza-se pela discussão que a Comissão *Ecocycle* teve com os produtores de veículos, representados pela BIL Sweden (*Bilindustriföreningen*). No final deste processo, a portaria é aprovada em 1997 (SFS: 1997:788), entrando em vigor no dia 1 de Janeiro do ano seguinte (Zoboli *et al.*, 2000). A partir desta data, todos os veículos com menos de 3500 kg que entrassem no mercado sueco passavam a estar sob a sua alçada. A grande alteração que este documento trouxe foi a transferência para os produtores da responsabilidade pelo fim de vida dos veículos, ou seja, desde este momento os produtores passam a ser responsáveis por garantir que o sistema de gestão dos VFV seja implementado, financiando as actividades implicadas no processo de desmantelamento e valorização (Lindhqvist, 2001). Os principais conteúdos desta portaria são:

- Os produtores devem fazer com que os últimos proprietários entreguem os seus VFV sem que tenham qualquer tipo de despesa. Este ponto não pode ser aplicado caso o veículo esteja desprovido das suas componentes mais valiosas ou caso uma parte significativa do seu equipamento tenha outro tipo de proveniência que não os seus produtores de origem (o que faz com que a reutilização ou valorização seja de difícil execução);
- Os produtores são responsáveis por designar locais apropriados para a recolha de VFV, garantindo igualmente que o tratamento deste tipo de resíduos seja executado de acordo com a lei SFS 1975:343;
- Os produtores deverão assegurar que a informação sobre os materiais, componentes e substâncias químicas dos seus veículos esteja ao alcance dos

desmanteladores para que o processo de desmantelamento seja executado de forma eficaz e eficiente;

- Na monitorização, os produtores são responsáveis por fornecer à Agência de Protecção Ambiental Sueca (EPA Sueca) informação acerca da *performance* relativa à reciclagem dos seus veículos;
- As metas que foram traçadas fizeram com que os produtores fossem responsáveis em atingir no mínimo 85% e 95% em massa, em média, por veículo e por ano de reutilização e valorização nos anos de 2002 e 2015, respectivamente.

Por outro lado, no financiamento do novo sistema, caso as operações de processamento de VFV não possuam rentabilidade, os produtores são obrigados a suportar a gestão do final de vida dos seus veículos a partir de dois esquemas:

- Armazenar numa conta individual o dinheiro relativo aos futuros custos de tratamento e valorização do veículo;
- Adquirir um seguro para cobrir as despesas de futuras reciclagens.

Depois da entrada em vigor da Portaria sobre a Responsabilidade do Produtor nos Veículos, o sistema de depósito-reembolso passou a funcionar apenas para os veículos que entraram no mercado antes de 1 de Janeiro de 1998. Para estes veículos, o prémio de entrega do VFV continuou a ser entregue ao último proprietário, cobrando-se aos veículos novos a quantia que subsidiaria o Fundo de Desmantelamento de Automóveis. No entanto e devido à nova portaria, o processo de negociação existente entre o último proprietário e o desmantelador deixou de existir, pois os produtores passaram a cobrir os custos das operações envolvidas no fim de vida dos veículos (Forslind, 2005). Assim o último proprietário de um veículo matriculado antes de 1 de Janeiro de 1998 apenas receberia o prémio de entrega do seu veículo às entidades competentes, não tendo quaisquer despesas adicionais relacionadas com os custos de tratamento do seu veículo.

#### Directiva 2000/53/CE e Período Posterior

Antes da Directiva comunitária ser aprovada em 2000, já o sistema sueco incluía na sua constituição muitas das medidas que mais tarde a legislação europeia veio a adoptar. O princípio da EPR assim como um conjunto de requerimentos e objectivos comuns à Directiva 2000/53/CE eram já implementados na Suécia desde o ano de 1998. Por esta

razão, as autoridades suecas apenas fizeram pequenos ajustes no seu quadro legal para cumprir com as directrizes comunitárias.

Contudo, existem nuances que fazem com que o caso sueco e o europeu tenham algumas diferenças na abordagem aos VFV. Nas metas traçadas para o aumento dos níveis de reutilização e valorização, a Suécia antecipa o valor de 85% para o ano de 2002, ao contrário da União que estipula o cumprimento da mesma meta para 2006<sup>8</sup>. Na Suécia os produtores são encarregues de suportar todos os custos relacionados com as actividades de desmantelamento e valorização dos VFV, enquanto que na União, os produtores apenas são responsáveis por suportar a totalidade ou uma parte significativa dos custos relacionados com esta fase do fim de vida dos veículos. No que toca à entrega gratuita dos VFV, a Suécia traça as metas relativas à entrada em vigor do sistema *free take-back* para 1998, nos casos em que os veículos entrem no mercado pela primeira vez, e 2001, para todos os veículos (Lindhqvist, 2001). Uma vez mais os prazos suecos para cumprimento de requerimentos são mais escrupulosos que os europeus. A Europa estipulou que os veículos novos que entrassem no mercado teriam direito ao *free take-back* a partir de 2002, enquanto que os restantes veículos seriam afectados por este requisito apenas em 2007. No cômputo geral, o regime sueco é diferente do regime europeu por ser mais rigoroso.

A figura 5.8 representa o sistema sueco que se encontra a vigorar na actualidade.

---

<sup>8</sup> Na meta traçada para 2015, a União e a Suécia estão em consonância, ou seja, para este ano foi traçada a meta de 95% de reutilização e valorização dos VFV.



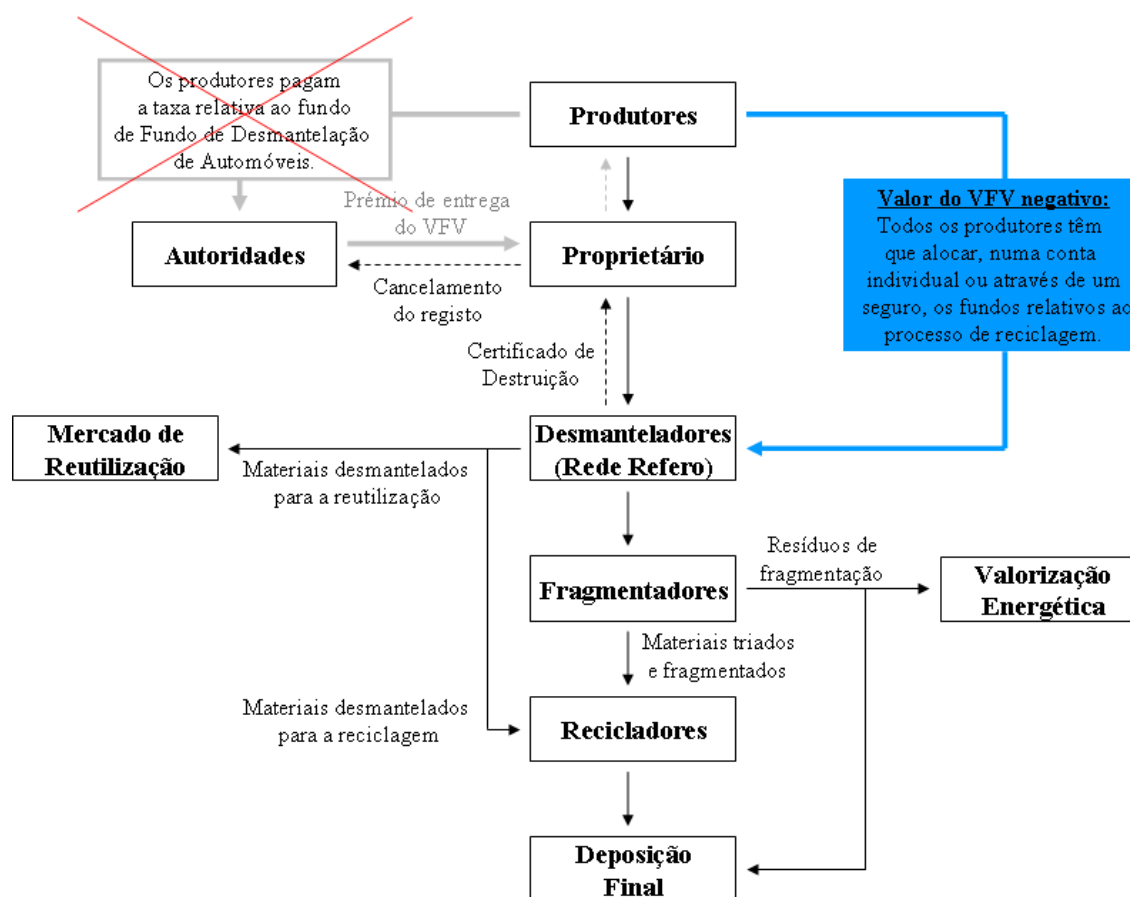


Fig. 5.8 – Esquema de gestão dos VFV na Suécia

Conforme se observa na figura, o sistema de depósito-reembolso deixou de existir na Suécia. Desde 1 de Junho de 2007 a taxa cobrada aos novos veículos assim como o Fundo de Desmantelamento de Automóveis e o prémio dado aos últimos proprietários pela entrega dos seus VFV deixaram de funcionar (Kvist e Norén, 2008). A razão pela qual o sistema foi dissolvido deveu-se à Agência Sueca de Gestão Pública (*Swedish Agency for Public Management*) e à Autoridade Sueca Supervisionadora das Finanças (*Swedish Financial Supervisory Authority*) terem considerado que este era supérfluo e ineficiente. Estas instâncias consideram que existe incentivo suficiente para o último proprietário entregar o seu VFV nas entidades competentes, pois segundo elas o proprietário não terá que despendar nenhuma quantia extra para efectuar o acto de entrega (Forslind, 2006).

Por norma, no sistema sueco o último proprietário tem o dever de entregar o seu VFV aos desmanteladores autorizados. No entanto, em locais remotos (sobretudo no Norte) os veículos podem ser recolhidos e transportados para o desmantelador mais próximo (Lindqvist, 2009; Hultberg 2009). No momento da entrega, o proprietário recebe o certificado de destruição. Só com este documento é que o cancelamento do registo do

veículo pode ser feito pelas autoridades, sendo que este acto implica que o antigo proprietário deixe de pagar as taxas e impostos relativos à circulação. Na Suécia existem quatro tipos de cancelamento da matrícula: para destruição, para exportação, temporária e administrativa. No cancelamento do registo para fins de destruição, a matrícula é cancelada para que o veículo possa ser inserido no sistema de gestão do final de vida dos VFV. Quando o veículo é exportado, o cancelamento para exportação é executado, enquanto que se o proprietário desejar congelar o registo do seu veículo poderá cancelar a matrícula temporariamente. O máximo de tempo que a matrícula poderá estar temporariamente cancelada é três anos. Se o proprietário não renovar o registo neste período de tempo e caso este não seja contactável pelas autoridades, o cancelamento administrativo será executado, isto é, as autoridades cancelarão permanentemente a matrícula. Neste último tipo de cancelamento, existe um vazio no que se refere ao destino final dos VFV. Segundo Zetterling (2008), estes VFV poderão ter sido alvo de três possíveis situações: exportação; englobados no sistema de gestão de VFV ou ainda encontrarem-se abandonados na natureza.

Os dismanteladores são importantes actores na cadeia de manuseamento de VFV, pois para além de emitirem certificados de destruição após o proprietário entregar o seu veículo, são eles que executam as operações de dismantelamento e despoluição deste fluxo de resíduos. Para desempenharem as suas funções, os dismanteladores necessitam ter a Autorização de Dismantelamento de Automóveis (*Car Scrapping Authorization*), certificação esta que é dada pelas autoridades locais. Após as operações de dismantelamento e despoluição, os dismanteladores têm que garantir que os veículos sejam encaminhados de forma apropriada: assinando um contrato com uma outra entidade, ou simplesmente tendo acesso a instalações que façam as devidas transformações ao VFV. Todos os dismanteladores autorizados são obrigados por lei a reportar as suas actividades às autoridades locais e aos produtores (Lindqvist, 2009).

No que se refere aos fragmentadores, eles são responsáveis por triturar os veículos previamente dismantelados. Nenhum VFV que não seja tratado anteriormente pelos dismanteladores é aceite. Segundo Manouchehri (2006) existem a operar na Suécia apenas duas companhias de fragmentação, a Stena e a Kuusakoski, sendo a primeira a principal operadora no país. À semelhança dos dismanteladores, para que possam operar, estes agentes têm que ser licenciados pelas autoridades locais.

O papel que as autoridades desempenham corresponde às vertentes relacionadas com a implementação, controlo e monitorização do sistema. Quando o sistema depósito-reembolso funcionava, era o governo que geria o Fundo de Desmantelamento de Automóveis. No entanto, quando este foi abolido, as entidades governamentais apenas ficaram responsáveis pelo cancelamento do registo do veículo. O governo é responsável por criar mecanismos que possam contribuir para melhorar o funcionamento do sistema, estando ainda direccionado para promover a comunicação entre os vários actores. No que compete às autoridades locais, elas são as entidades que fazem o licenciamento dos operadores do sistema (Lindqvist, 2009). A monitorização das instalações de desmantelamento, assim como o destino dos veículos abandonados é ainda da competência das autoridades locais (Zetterling, 2003).

Em teoria, os produtores são os principais actores do sistema sueco. Desde a Portaria sobre a Responsabilidade do Produtor nos Veículos que estes agentes são responsabilizados física e financeiramente pelos seus VFV. Cada produtor deve assegurar que os veículos são recolhidos e manuseados devidamente, tendo a obrigação de garantir que a recolha seja efectuada por um número adequado de desmanteladores (Kim, 2002). Devido ao facto do processamento de VFV ser uma actividade em geral lucrativa, o depósito de verbas numa conta individual ou o pagamento de um seguro com vista à gestão dos VFV são opções que não têm qualquer aplicação. Na Suécia, todos os produtores têm contratos individuais com uma rede de desmanteladores pertencentes à Stena Recycling. Esta empresa privada gere a Refero, uma rede de aproximadamente 130 operadores distribuídos por todo o território sueco (Stena, 2008). Segundo Hultberg (2009) e Martin (2009), na rede Refero, os produtores não pagam qualquer quantia pelo tratamento e valorização dos seus veículos. A referida isenção deverá ser mantida até 2015, data em que serão renegociados novos acordos.

Os produtores possuem ainda um conjunto de responsabilidades informativas. Na venda de novos veículos, dever-se-á dar informações sobre o potencial de valorização do produto. Por outro lado, para facilitar as actividades dos operadores de VFV, os produtores terão que fornecer a estes agentes informações sobre os materiais e design do veículo.

Na vertente colectiva, a BIL Sweden (PRO) monitoriza, por sua própria iniciativa, as *performances* dos desmanteladores. Esta organização participa no processo de recolha e

agregação da informação anual acerca da *performance* dos actores do sistema. A BIL Sweden é também responsável por enviar à EPA Sueca os relatórios anuais afectos a todos os produtores (Lindqvist, 2009). Refira-se ainda, que a organização constitui uma plataforma de troca de informação, desenvolvendo, individualmente ou em cooperação com outras instituições, projectos no sentido de promover a melhoria do desempenho nos vários níveis da cadeia de gestão de VFV.

Em relação à monitorização, as autoridades locais desempenham um papel de relevo no controlo das operações. Estas entidades fazem fiscalizações anuais e visitas às instalações, podendo exigir que determinado procedimento seja corrigido caso se verifiquem irregularidades. As autoridades locais podem ainda retirar a licença aos operadores se as anomalias não forem corrigidas ou se o problema detectado for de dimensão significativa. Por outro lado, a EPA Sueca é responsável por acompanhar as actividades que as autoridades locais e os produtores possuem no sistema, indicando o procedimento adequado que devem ter. Esta instituição recebe os relatórios executados pela BIL Sweden e autoridades locais, para depois fazer o relatório da *performance* global do sistema (Lindqvist, 2009).

Por fim, refira-se ainda que recentemente foram detectados problemas relacionados com a existência de um número considerável de operadores que manuseiam os VFV sem possuir a devida autorização. Segundo Zetterling (2008), este problema é bastante grave, pois existe a possibilidade dos produtores não terem cumprido com as responsabilidades de gerirem o final de vida dos seus veículos.

### **5.1.3. Holanda**

#### *Implementação e Evolução do Sistema*

A política de gestão dos VFV na Holanda começou a ser desenvolvida no final da década de 80, princípios da década de 90. Neste período o Ministério do Ambiente (VROM) apresenta o seu plano para regulamentar o manuseamento dos veículos no final das suas vidas. Em paralelo, a indústria encorajada pelo governo, estabelece um acordo voluntário envolvendo cinco organizações do sector – RAI, BOVAG, FOCWA, STIBA e SVN (Zoboli, 1998). Fruto deste acordo, a Fundação *Auto & Recycling* (ARF) é criada, formando de seguida a empresa *Auto Recycling Nederland BV* (ARN) com o objectivo de implementar um sistema que gerisse o final de vida dos veículos.

Em 1995, o sistema começa a funcionar por completo. A ARN assume um papel central, passando a gerir todo o processo de manuseamento dos VFV ao longo da sua cadeia. Esta empresa privada constituiu uma rede de desmanteladores, de operadores de recolha e transporte e de recicladores para cumprir as metas traçadas pelo sistema, ou seja, para atingir no ano de 2000 a meta de 86%, em massa, em média, por veículo e por ano para reutilização e valorização. Em termos financeiros, o primeiro proprietário passa a pagar uma taxa no momento da compra do seu veículo, suportando o sistema gerido pela ARN e libertando os últimos proprietários de terem que pagar no acto de entrega do seu VFV (Development Bank of Japan, 2003; ARN, 2008).

No período que se seguiu, o governo, sob a tutela da VROM, aprova um conjunto de leis com o intuito de aperfeiçoar as práticas existentes:

- Decreto-Lei sobre a eliminação de pneus, proibindo a deposição em aterro dos pneus assim como estabelecendo o regime legal para o processamento com vista à sua eliminação;
- Decreto-Lei sobre a recolha de óleos usados;
- Proibição da deposição em aterro dos resíduos de fragmentação provenientes dos VFV.

Com o aparecimento da Directiva 2000/53/EC, o governo holandês teve a necessidade de adaptar o seu sistema às novas alterações impostas pela legislação europeia. Assim, em 2002, é criado o Decreto-Lei sobre a Gestão do Final de Vida dos Veículos (*Besluit beheer autowrakken*), documento que na actualidade é ainda a base do sistema de gestão dos VFV na Holanda.

#### *Status Actual da Gestão dos VFV*

A entrada em vigor do Decreto-Lei sobre a Gestão do Final de Vida dos Veículos fez com que o carácter voluntário do sistema holandês passasse a ser vinculativo (Fergusson, 2007). Todos os produtores de veículos de passageiros, de veículos comerciais com menos de 3500 kg assim como de todos os veículos motorizados de três rodas definidos na Directiva 92/61/CEE, ficaram responsáveis por garantir que os seus produtos no final das suas vidas fossem manuseados de forma adequada. No cômputo geral o Decreto-Lei estipula:

- Os produtores de veículos são obrigados a tomarem medidas no sentido de prevenir a geração de resíduos automóveis. Estes são responsabilizados por estabelecer um sistema de recolha e processamento de VFV, garantindo que o último proprietário não tenha que desembolsar nenhuma quantia adicional no acto de entrega do seu VFV;
- A proibição da utilização de mercúrio, cádmio, chumbo e crómio hexavalente nos materiais e componentes dos veículos;
- A instauração de um conjunto de requisitos técnicos para armazenamento, tratamento, processamento, desmantelamento e fragmentação de VFV no sentido de melhorar a *performance* ambiental do sector;
- As autoridades locais não têm responsabilidade no processo de recolha dos VFV;
- No processo de monitorização, os produtores deverão declarar à VROM as suas *performances* no sentido de cumprir com as obrigações da legislação.

O regime que resultou das alterações introduzidas não se distanciou daquele que se encontrava em vigor antes da Directiva 2000/53/CE ter sido criada. De facto, o sistema holandês na generalidade continuou a funcionar do mesmo modo que anteriormente funcionava. Na vertente das metas a alcançar, após a entrada em vigor deste decreto, os valores de 95% em massa, em média, por veículo e por ano para reutilização e valorização e 85% em massa, em média, por veículo e por ano para reutilização e reciclagem foram traçados para o ano de 2007. Os elevados valores da percentagem de recuperação dos VFV que na altura já eram praticados pelo sistema holandês permitiram que estas metas, mais ambiciosas que a própria Directiva, fossem estabelecidas. No entanto e devido à ARN declarar que não era capaz de fazer cumprir estas exigências no prazo estipulado, o governo decidiu, sob a condição de esta organização construir a central de Tecnologia Avançada de Fragmentação (*Post Shredder Technology*), harmonizar as metas holandesas com as da União. O esquema da figura 5.9 representa o sistema que actualmente vigora na Holanda.

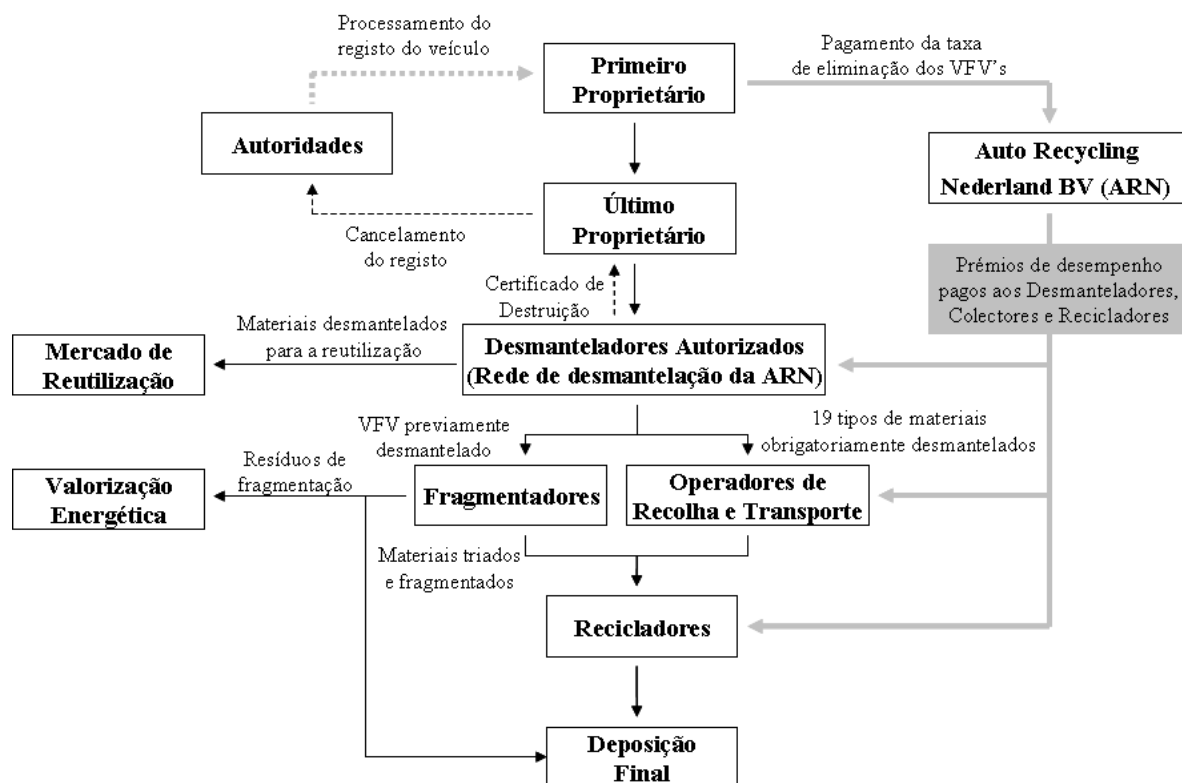


Fig. 5.9 – Esquema de gestão dos VFV na Holanda

Neste sistema o proprietário funciona como agente que financia todas as actividades envolvidas na gestão do final de vida dos veículos. Quando o primeiro proprietário adquire o seu veículo, este é obrigado a pagar uma taxa relativa à eliminação do VFV. A matrícula só é registada pelas autoridades (neste caso pelo departamento governamental dos transportes – *RoadRijksdienst voor het Wegverkeer*, RDW) quando a taxa é paga. O valor a ser desembolsado é estipulado de três em três anos pela VROM (Kim, 2002; ARN, 2007). No que respeita ao processo de entrega, quando o último proprietário quer-se ver livre do seu veículo, este é obrigado a ir entregá-lo a desmanteladores autorizados, não pagando qualquer quantia adicional por este acto. Ao receberem o VFV, os desmanteladores emitem um certificado de destruição que entregam ao antigo proprietário para que este possa cancelar o registo do seu veículo. Só com a emissão deste documento é que o último proprietário deixará de ser financeiramente responsável pelo seu antigo veículo. O sistema holandês possui três tipos de cancelamento de registo: para destruição, exportação e temporário. O primeiro refere-se ao cancelamento que é executado quando um veículo é encaminhado para eliminação, enquanto que o segundo é executado quando um veículo é exportado para fora do espaço holandês. No caso do cancelamento temporário, o proprietário pode optar por suspender o registo do seu veículo durante um certo período de tempo. Após três meses em que o registo do

veículo se encontra temporariamente cancelado, o imposto automóvel será activado de forma automática (Sander *et al.*, 2002; Development Bank of Japan, 2003).

Os dismanteladores desempenham o papel de entidade que faz a despoluição e dismantelamento de determinados materiais dos VFV (dezanove tipos de materiais ao todo). Para além destas funções básicas, na Holanda, um dismantelador é encarregue de receber os veículos dos seus antigos proprietários assim como ter a capacidade de emissão de certificados de destruição. Para que operem, estes actores necessitam de ser certificados pela RDW. Na prática a grande maioria dos dismanteladores em actividade têm contratos com a ARN, constituindo uma rede a nível nacional (Zoboli *et al.*, 2000). Cada dismantelador necessita de cumprir com um conjunto de requisitos estipulados pela ARN. Nesta rede, os dismanteladores possuem prémios de desempenho diferenciados por operador, sendo o valor da recompensa calculado em função do peso dos materiais que são dismantelados (ARN, 2008).

No que diz respeito aos operadores de recolha e transporte, estes desempenham a função de transportar os materiais dismantelados até aos recicladores, tendo a obrigação de garantir a qualidade dos materiais transportados. À semelhança dos dismanteladores, a maior parte das empresas que procedem à recolha e transporte são entidades contratadas pela ARN e por isso são obrigadas a respeitar um conjunto de requisitos. As empresas que fazem parte da rede da ARN recebem igualmente prémios de desempenho.

Os fragmentadores são responsáveis por triturar os VFV que anteriormente foram dismantelados. Neste estágio, a ARN não contratualiza com qualquer fragmentador, existindo apenas colaborações entre esta organização e as empresas de fragmentação certificadas pela ASC<sup>9</sup> (ARN, 2008).

O papel dos recicladores no sistema holandês é de reciclar os materiais que previamente foram dismantelados e fragmentados. A ARN possui também contratos com a grande maioria dos recicladores de VFV da Holanda. Para que um reciclador seja contratado, este necessita de cumprir com determinados requisitos impostos pela organização. O contrato é válido por um ano e só será renovado caso a empresa seja novamente seleccionada no concurso que tem por objectivo escolher as empresas que

---

<sup>9</sup> ASC é o acrónimo holandês para entidade supervisionadora da actividade dos fragmentadores.



oferecem as melhores condições à ARN. Os recicladores afectos à rede da ARN são incentivados através de prémios de desempenho calculados a partir do peso dos materiais que são reciclados. Todos os recicladores da rede são obrigados a reportar com regularidade a qualidade e quantidade dos materiais que são recebidos e reciclados.

No que se refere às autoridades, o governo é encarregue de conceber regulamentos capazes de aumentar a eficácia ambiental das operações executadas na cadeia de tratamento dos VFV. A VROM é responsável por monitorizar o sistema no seu âmbito geral e, conforme foi referido anteriormente, estipular de três em três anos o valor da taxa relativa à eliminação deste fluxo de resíduos. Os actos de emissão e cancelamento dos registos são da responsabilidade da RDW, sendo ainda da sua competência a certificação dos desmanteladores. A nível local, as autoridades são obrigadas a fiscalizar a *performance* ambiental das actividades realizadas na cadeia de tratamento dos VFV.

Os produtores de veículos são maioritariamente compostos por importadores. Na Holanda, apenas 0,4 % dos automóveis vendidos são de origem nacional<sup>10</sup> (Fergusson, 2007). Estes actores são responsáveis por constituir um sistema com a capacidade de receber e processar os VFV a nível nacional. Eles terão que cumprir com as obrigações estipuladas pelo Decreto-Lei sobre a Gestão do Final de Vida dos Veículos, podendo escolher entre duas formas: individual ou colectiva. No geral, os produtores estão colectivamente organizados.

A ARN é a organização sem fins lucrativos que representa a grande maioria dos produtores holandeses. Criada em 1993, depois da assinatura do acordo voluntário, a ARN é a entidade mais importante no sistema de gestão dos VFV, pois ela é responsável não só por garantir que as operações de tratamento sejam executadas de modo adequado, como também gerir o fundo proveniente da taxa de eliminação dos VFV. Esta entidade desempenha o papel de intermediário, disponibilizando aos vários actores da cadeia um conjunto de informação relativa aos processos de desmantelamento e reciclagem. Por outro lado, a ARN desenvolve projectos de investigação no sentido de melhorar as *performances* das operações executadas neste sistema.

---

<sup>10</sup> Valores relativos ao ano de 2005.

Em termos de estrutura, esta organização é gerida pela ARF, uma fundação que actualmente é controlada pelas associações STIBA (desmanteladores), RAI (produtores), BOVAG (vendedores de automóveis/manutenção e reparação) e a FOCWA (empresas de reparação). Por se tratar de uma organização em que produtores não detêm a maior parte do controlo, a ARN não pode ser considerada uma PRO nos moldes em que este conceito foi definido no capítulo 4.4. No entanto, a ARN possui praticamente as mesmas funcionalidades que as organizações de produtores têm. No campo financeiro, as actividades da ARN são completamente suportadas pela taxa cobrada aos primeiros proprietários dos veículos. Todos os contratos estabelecidos pela organização (desmanteladores, operadores de recolha e transporte e recicladores) assim como os prémios de desempenho dados aos intervenientes da cadeia de gestão dos VFV são financiados a partir deste fundo (Kim, 2002).

No que diz respeito à monitorização, para além do que foi referido anteriormente em relação ao supervisionamento realizado pelas autoridades, os produtores têm que reportar todos os anos o modo como cumpriram os requerimentos exigidos por lei. A ARN executa um conjunto de procedimentos com vista a garantir a fiabilidade das operações que são realizadas dentro das suas redes de desmanteladores, recicladores e operadores de recolha e transporte. Para os desmanteladores a fiscalização é executada mensalmente, recolhendo-se os dados relativos à composição e peso dos materiais desmantelados (ARN, 2008). Nos recicladores, só com a sujeição das empresas a um concurso anual e através de um conjunto de testes rigorosos é que estes actores são contratados pela ARN para desempenharem as funções de reciclagem dos VFV durante um ano. Os operadores de recolha e transporte são igualmente sujeitos a um concurso para poderem ser contratados por esta organização. A ARN verifica com regularidade se as empresas de recolha estão a cumprir com os requisitos estipulados no contrato. É de referir ainda que a *KPMG Accountants N. V.* audita anualmente os processos de monitorização e gestão financeira dos fundos realizados pela ARN.

## **5.2. Estados Unidos da América**

### *Política e Legislação*

A problemática da gestão dos VFV tem um peso relevante na indústria de reciclagem norte-americana. Segundo Daniels *et al.* (2004), por ano, cerca de 15 milhões de veículos chegam ao final das suas vidas nos Estados Unidos, representando um

verdadeiro desafio às entidades responsáveis pelo seu manuseamento. Apesar desta realidade, a legislação a nível federal aplicada ao sector tem sido pouco desenvolvida. De facto, a única tentativa para aprovar legislação que lidasse com a problemática da reciclagem de veículos remonta ao ano de 1991. Nesse ano, com a realização do estudo *Automobile Recycling Study Act*, que analisava o potencial para aumentar a reciclabilidade dos veículos, foram apresentadas propostas para a alteração da Lei de 1976, *Resource Conservation and Recovery Act*. No entanto, as modificações introduzidas não chegaram a ser aprovadas pelo Congresso norte-americano e desde esse período nunca mais foram propostas alterações à lei federal (Zoboli *et al.*, 2000; Jody e Daniels, 2006).

A legislação e políticas de outras regiões do mundo e em específico da União Europeia e Japão têm revelado a capacidade de assumir-se como factor de estímulo para a introdução de melhorias nas práticas existentes nos Estados Unidos. Os estudos de Zoboli *et al.* (2000) e Fava *et al.* (2003) afirmam que o estímulo advém da expectativa criada pelos agentes, na qual os requerimentos de reciclagem dos VFV possam constituir uma barreira ao acesso dos mercados destes países. Wagger (2008) afirma que as empresas de automóveis norte-americanas preferem não ter diferentes plataformas de produção, escolhendo o conjunto de requisitos da região mais exigente. Neste sentido para que as empresas fabricantes de veículos possam vender o seu produto em regiões como a União Europeia, que possuem práticas mais exigentes, estas necessitam de adoptar os seus *standards* de produção.

Em comparação com as regiões anteriormente referidas, nos Estados Unidos não existe uma lei única a nível nacional que regule a gestão dos VFV. Em vez disso, um conjunto de regulamentos a nível federal, estatal e local influenciam o modo como os vários operadores do final de vida dos veículos actuam (Paul, 2007). Segundo Sawyer-Beaulieu e Tam (2006) estes regulamentos têm pouca consideração nos aspectos da recolha de veículos e na disponibilidade de materiais reciclados e valorizados a partir dos VFV. Em geral, na linha do que é aplicado a toda a indústria norte-americana, os operadores que gerem os VFV têm que respeitar um conjunto de regulamentos ambientais estipulados a nível federal. Requisitos relativos à poluição da água ou atmosfera, assim como a não autorização da deposição em aterro de materiais líquidos ou de baterias, são exemplo de medidas de regulação nacional que afectam a actividade do sector dos VFV.

No plano estatal e local existem também regulamentos que influenciam directamente a actividade dos agentes envolvidos no sector, passando desde o licenciamento das instalações ao cumprimento das várias obrigações ambientais. Neste capítulo, os regulamentos não são idênticos entre estados, havendo um desfasamento e até descoordenação na forma como os vários estados formulam a sua moldura legal. Por exemplo, a forma como os resíduos de fragmentação são encarados por alguns estados norte-americanos não é consensual. No geral, grande parte dos resíduos de fragmentação provenientes dos operadores de VFV são enviados para aterro, sendo frequentemente utilizados na sua cobertura (Paul, 2007; Duranceau, 2008). Nalguns estados, a deposição deste tipo de resíduos está sujeita por lei a um conjunto de pré-tratamentos e/ou condições especiais de processamento (Staudinger e Keoleian, 2001). No caso excepcional da Califórnia, este estado é o único a classificar os resíduos de fragmentação de perigosos, aumentando o seu preço de deposição em aterro que, por esta razão, passa a ser superior à deposição dos resíduos regulares.

O registo do veículo e seu cancelamento é outro caso onde não há um tipo de lei uniforme entre estados. Segundo Sawyer-Beaulieu e Tam (2006), os esquemas regulatórios de registo de veículos revelam pouca coerência nas 51 áreas de jurisdição norte-americanas<sup>11</sup>. No que concerne ao acto de cancelamento, quando um veículo chega ao final da sua vida, a maioria dos estados exige que o seu abate seja comunicado às entidades estatais responsáveis (Whelan, 2008; Paul, 2008; Duranceau, 2008). Existem ainda estados que, como a Florida, requerem que seja emitido um certificado de destruição quando um VFV é recebido pelos agentes que procedem ao seu tratamento.

Em relação às substâncias consideradas perigosas, no mesmo sentido do que acontece na União Europeia, os Estados Unidos classificam de perigosas as partes e componentes dos veículos que contêm chumbo, mercúrio, cádmio e crómio. No entanto e apesar desta classificação, geralmente estas substâncias podem ser utilizadas no fabrico de veículos, existindo estados onde a utilização de mercúrio é restringida (Paul, 2008). Conforme foi referido, pelo facto de regiões como a União Europeia e Japão possuírem regulamentos mais restritos, os fabricantes têm a iniciativa de progressivamente substituir estas substâncias perigosas nos componentes dos seus veículos.

---

<sup>11</sup> 50 estados e o Distrito de Columbia.

No caso específico do mercúrio, a crescente exigência em relação às emissões desta substância para a atmosfera fez com que a indústria processadora de aço exigisse às autoridades a recolha dos equipamentos dos VFV contendo este tipo de material. Segundo Paul (2007), um grupo composto pela indústria produtora de aço, organizações ambientais e por empresas de reciclagem de VFV reivindicou que a recolha de equipamentos de mercúrio fosse financiada pelos produtores de veículos. Em 2006, estas acções culminaram na assinatura de um acordo voluntário<sup>12</sup>, envolvendo as empresas produtoras de veículos, empresas de produção de aço, os dismanteladores, fragmentadores, grupos ambientais e a Agência de Protecção do Ambiente (US EPA). O *National Vehicle Mercury Switch Recovery Program* (NVMSRP) representa a primeira acção a nível federal que introduz o princípio da EPR no sector dos VFV. Com este acordo, os produtores passaram a ser responsáveis pela organização e financiamento de um sistema capaz de fazer a recolha, transporte e eliminação dos equipamentos de mercúrio. Embora seja de âmbito nacional, o programa é implementado estado a estado, resultando de acções concertadas entre as autoridades estatais e as partes envolvidas no acordo. O NVMSRP possui como elementos principais:

- Acções de formação e instrução para remover os equipamentos;
- Remoção, recolha e gestão dos equipamentos;
- Estabelecimento de uma base de dados que armazene a informação relativa ao tratamento do mercúrio;
- Selecção de sucata;
- Revisão e continua melhoria do programa.

Por ser de carácter voluntário, não existe nenhum vínculo obrigatório entre os agentes que assinaram o acordo, sendo expressamente referido que, caso o programa falhe na obtenção dos resultados esperados, não serão imputadas quaisquer responsabilidades individuais. Nos Estados Unidos, todos os 50 estados possuem programas de remoção de equipamentos de mercúrio (EPA, 2007). O estado do Maine, por possuir uma lei anterior ao NVMSRP, tem um estatuto especial dentro da realidade norte-americana. O seu sistema é separado do NVMSRP (James, 2008) e possui uma estrutura legal mais exigente que a generalidade das leis estatais. Na sua lei, os fabricantes de veículos são obrigados a constituir os seus sistemas de remoção de equipamentos de mercúrio. Na lei

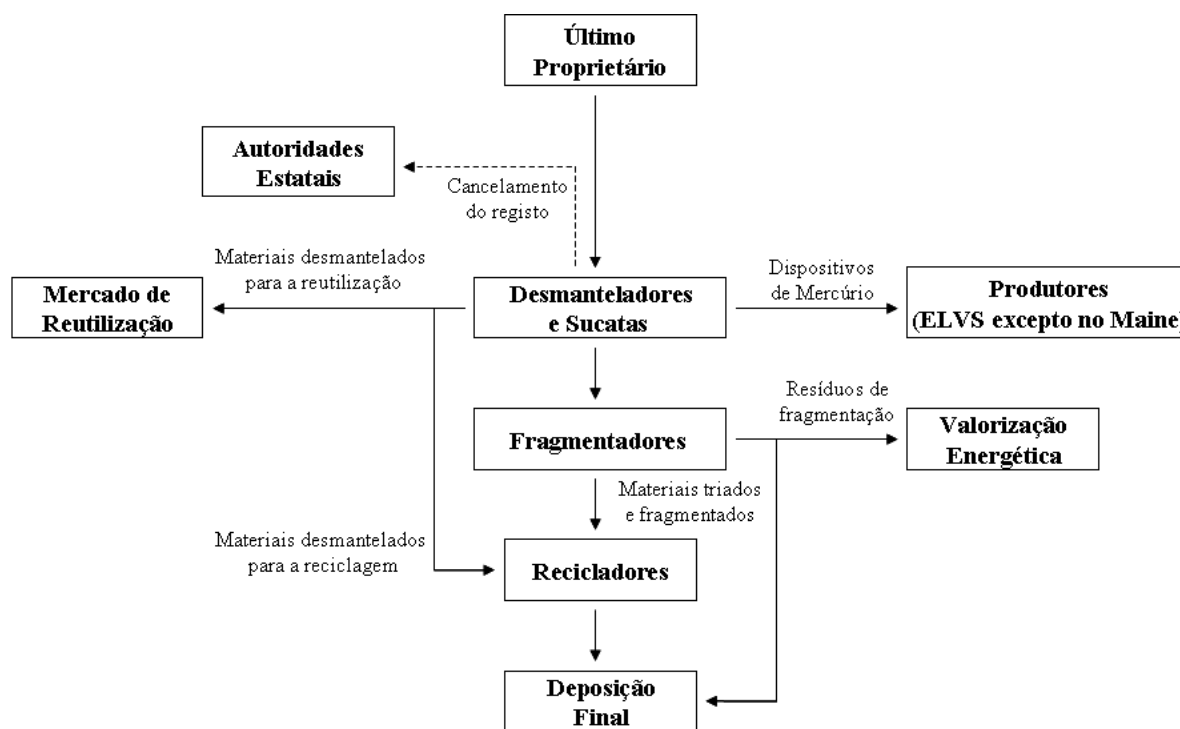
---

<sup>12</sup> *Memorandum of Understanding to Establish the National Vehicle Mercury Switch Recovery Program.*

38 MRSA §1665-A a responsabilidade financeira em remover os referidos dispositivos é claramente transferida para os fabricantes.

### Caracterização do Sistema

A gestão de VFV nos Estados Unidos é marcada essencialmente pelo carácter de mercado do seu sistema. O valor dos componentes e materiais que são valorizados e reciclados em cada fase do tratamento permite aos operadores retirarem lucros nas suas actividades. Neste sentido, a indústria responsável pelo final de vida dos veículos é caracterizada por ser bem estabelecida e economicamente viável (Jody e Daniels, 2006; Paul, 2008). Conforme foi verificado, existem um conjunto de requisitos que influenciam as actividades de cada agente do sector. Para além das leis que as autoridades impõem, em certos casos são mesmo os operadores a impor requisitos no tratamento e manuseamento deste tipo de resíduos. Na figura seguinte é feito a esquematização do sistema norte-americano que gere o final de vida dos veículos.



**Fig. 5.10 – Esquema de gestão dos VFV nos Estados Unidos da América**

Ao analisar o esquema da figura 5.10, verifica-se que o primeiro agente do sistema de gestão dos VFV nos Estados Unidos é normalmente o último proprietário. Por norma, quando é decidido o abate do veículo, o proprietário entrega voluntariamente o seu VFV aos desmanteladores ou aos sucateiros. Segundo Boon *et al.* (2003) a quantia dada por cada veículo entregue a um desmantelador ou sucateiro é de 50 dólar americano,

podendo variar não só em função das condições do VFV como também do valor dos seus componentes e materiais. Por se tratar de um processo voluntário, o último proprietário não é obrigado a entregar o seu veículo quando este não tem mais utilidade. Neste sentido, o abandono de um VFV é um acto que no geral não é punido por lei. No seu estudo sobre a legislação afecta ao processo de abate dos VFV nos Estados Unidos e Canadá, Sawyer-Beaulieu e Tam (2006) afirmam que existe pouca regulação no que diz respeito à recolha deste fluxo de resíduos.

Como foi referido anteriormente, o cancelamento do registo do VFV é, por norma, exigido pelas autoridades estatais. Quando o veículo é entregue para abate, a sua titularidade é transferida para a entidade que o recebe (na maior parte dos casos os dismanteladores e sucateiros). Este processo é reportado às autoridades que, ao cancelarem o registo, classificam o veículo de VFV. O *National Motor Vehicle Title Information System* é a base de dados que armazena toda a informação relativa ao número de veículos classificados de VFV nos Estados Unidos. Apesar deste controlo exercido pelas autoridades, o cancelamento do registo de um veículo é um acto descoordenado a nível nacional, devido sobretudo às incompatibilidades que as molduras legais dos vários estados possuem. Assim, um veículo pode ser classificado como VFV num estado e de seguida ser revendido e utilizado como se fosse um veículo normal noutro. Este facto é possível, pois o VFV, ao ser transferido para outro estado, pode perder a sua classificação e consequentemente voltar de novo a ser considerado normal (Sawyer-Beaulieu e Tam, 2006). Para além das transferências estado-estado, no que diz respeito à exportação, os VFV podem igualmente ser exportados para fora dos Estados Unidos sem que exista qualquer tipo de controlo por parte das autoridades. De acordo com Paul (2008), os veículos exportados simplesmente desaparecem do sistema de registo estatal, a não ser que a empresa seja reputada e apresente às autoridades os devidos documentos.

Por outro lado, as operações de dismantelamento de um VFV desenvolvidas dentro do sistema norte-americano são desempenhadas pelos dismanteladores de alta qualidade ou sucateiros. Estes agentes são os operadores que, na maior parte dos casos, recebem os VFV por parte do seu último proprietário. Os dismanteladores de alta qualidade são geralmente operadores que fazem a recolha dos materiais ou componentes de elevado valor. Estes actores estão especialmente vocacionados para o rápido processamento de elevadas quantidades de VFV, tendo em geral grandes margens de

lucro a curto prazo. De acordo com Wards (2005) [não consultado] *fide* Paul (2007) [consultado], 80% dos VFV do Norte da América são desmantelados por este tipo de instalações. A sua base de operação é a recolha de materiais e componentes de VFV de modelo recente para que de seguida estes possam ser disponibilizados no mercado e utilizados na reparação de veículos. Os desmanteladores de alta qualidade são dotados de tecnologia relativamente actual, possuindo um conjunto de recursos que lhes permite executar com relativa eficácia a remoção, venda e transporte dos componentes e materiais recolhidos. Em termos das incidências ambientais, Paul (2007) afirma que estes agentes cumprem de forma razoável com os requisitos ambientais envolvidos no desmantelamento dos VFV.

No que se refere aos sucateiros, o seu modo de operação é totalmente oposto ao verificado nos desmanteladores de alta qualidade. Os sucateiros são empresas de pequena ou média dimensão que desmantelam um número reduzido de VFV. Os seus lucros são tipicamente obtidos a longo prazo, pois este tipo de empresas baseia-se em operações de rentabilidade económica marginal. Nos sucateiros, os VFV são armazenados e progressivamente despidos dos seus elementos constituintes, podendo aí permanecer durante 2 a 5 anos (Staudinger e Keoleian, 2001). Todos os tipos de VFV são aceites, no entanto este tipo de instalações tem por preferência os veículos velhos e de menor valor absoluto. Apesar do referido tempo de armazenamento, a quantidade de componentes e materiais desmantelados e revendidos é inferior em comparação com os desmanteladores de alta qualidade. No geral, os sucateiros operam com poucos recursos, utilizando o mínimo de equipamentos destinados ao transporte e tratamento de VFV. A tecnologia aplicada nas operações executadas é normalmente baixa e os impactes que estes empreendimentos provocam no ambiente são consideráveis. Segundo o Maine Department of Environment Protection (2008), poderão ser encontradas nas instalações afectas aos sucateiros substâncias como óleos, solventes, pesticidas ou detritos de baterias, entre outros tipos de resíduos perigosos. No estado do Maine, os impactes ambientais provocados pelo funcionamento dos sucateiros é um problema grave, constituindo metade dos locais afectos ao *Superfund*<sup>13</sup>.

Em termos gerais, o desmantelamento dos VFV é sobretudo ditado por razões económicas e, em certos casos específicos, razões ambientais (Staudinger e Keoleian,

---

<sup>13</sup> O *Superfund* é a designação do programa a nível federal que visa a descontaminação de locais que foram/são sujeitos à deposição de resíduos perigosos.



2001). Para poderem operar, estes agentes necessitam de ter licença por parte das autoridades. O lucro que os sucateiros e os dismanteladores de alta qualidade têm advém das vendas dos materiais e componentes removidos dos VFV, assim como da venda da carcaça aos fragmentadores. Nestas instalações os componentes reutilizáveis (como por exemplo rádios, pára-brisas, amortecedores ou bancos de automóveis, entre outros) são removidos manualmente e vendidos de forma directa no mercado (Jody e Daniels, 2006). Os fluidos, os componentes de ar-condicionados ou as baterias (estas últimas em casos circunstanciais) são removidas por imposições legais. Existem outros factores que influenciam as práticas desenvolvidas pelos dismanteladores de alta qualidade e sucateiros. Por razões de segurança, a gasolina e tanque de combustível são removidos. Os fragmentadores exigem que os pneus sejam retirados pelos agentes encarregues do dismantelamento dos VFV. Staudinger e Keoleian (2001) referem ainda que o espaço que os sucateiros possuem pode igualmente limitar a forma como os componentes são removidos/revendidos.

Em relação aos fragmentadores, estes actores procedem à trituração dos VFV que foram previamente dismantelados. Nas instalações de fragmentação, os VFV são em geral vistoriados para que haja a garantia que materiais ou componentes perigosos como baterias, tanques de combustível e fluidos foram removidos do veículo. Embora sejam poucos os casos, por vezes, os fragmentadores são as primeiras entidades a receber o VFV dos últimos proprietários. Estas situações decorrem geralmente de veículos acidentados que são encaminhados para os fragmentadores por estarem demasiado danificados para que as operações de dismantelamento sejam executadas pelos sucateiros ou dismanteladores de alta qualidade. Após a remoção dos materiais e componentes perigosos e de alguns componentes de elevado valor, estes VFV são triturados, à semelhança do que acontece com os VFV provenientes de instalações de dismantelamento (Wagger, 2008; Kiser, 2008; Duranceau, 2008).

No que diz respeito aos produtores, o papel e as responsabilidades que estes actores possuem no sistema de gestão dos VFV nos Estados Unidos não são tão preponderantes como noutras regiões do mundo, nomeadamente na Europa e no Japão. Este facto deve-se sobretudo ao carácter de mercado acentuado que o sistema norte-americano possui. Conforme foi mencionado, não existe nenhuma legislação federal que esteja vocacionada para a reciclagem dos VFV. Raros são os casos onde o produtor é obrigado a assumir as suas responsabilidades no tratamento de certos componentes de veículos.

No entanto e devido às pressões exteriores, de legislações mais exigentes que foram aplicadas noutras partes do mundo, a indústria fabricante de veículos decidiu adoptar um conjunto de medidas destinadas a melhorar a *performance* dos seus veículos no final das suas vidas. Segundo Zoboli *et al.* (2000), as empresas norte-americanas procuraram manter o mesmo grau de exigência em relação aos requisitos de produção e venda de veículos que noutras regiões do mundo são impostos. O saber e as experiências que demonstraram ser eficazes no aumento da reciclabilidade dos VFV foram importadas pelos produtores para o contexto dos Estados Unidos. A indústria fabricante de veículos fomentou a adopção de programas/medidas de carácter voluntário. Este empenhamento em estabelecer regimes voluntários pode ser explicado pela vontade destes agentes em evitar a criação de instrumentos regulatórios capazes de aumentar obrigatoriamente as responsabilidades do sector.

Um dos exemplos de cooperação que a indústria norte-americana tem vindo a desenvolver no sentido de melhorar a *performance* das operações envolvidas no final de vida dos veículos é a *Vehicle Recycling Partnership* (VPR). Criada em 1991 pelos principais fabricantes dos Estados Unidos (General Motors, Ford e Daimler-Chrysler), a VPR tem por objectivo a promoção de uma abordagem integrada que melhore as componentes técnicas e financeiras da reciclagem de VFV no Norte da América (USCAR, 2008a). Dentro deste âmbito, a VPR não só participa no design de veículos mais recicláveis, como também trabalha junto dos operadores de desmantelamento e fragmentação para que estes possam aumentar as taxas de recuperação dos materiais e componentes que constituem os VFV (Davis, 2008). No presente esta organização está inserida num contexto mais alargado, pertencendo à *United States Council for Automotive Research* (USCAR) desde 1992. A USCAR é uma plataforma criada pelos principais fabricantes de veículos nos Estados Unidos que procura agregar os esforços destes agentes para promover a investigação de novas tecnologias aplicadas ao sector automóvel. Para além do núcleo da VPR, dentro da orgânica da USCAR existe outro núcleo de investigação preponderante para a problemática do aumento da reciclabilidade dos VFV. A *U.S. Automotive Materials Partnership* (USAMP) surge assim como o núcleo de investigação que desenvolve novos materiais e processos capazes de aumentar o potencial de reciclagem de um VFV (USCAR, 2008a).

O único campo onde os fabricantes de veículos têm um conjunto de compromissos mais aprofundados é no tratamento dos materiais e componentes que contêm mercúrio.

Com a assinatura do *Memorandum of Understanding to Establish the National Vehicle Mercury Switch Recovery Program* os fabricantes ficaram responsáveis por disponibilizar informação sobre a remoção de equipamentos de mercúrio, assim como financiar as actividades envolvidas no tratamento destes dispositivos. A recolha, o transporte e a devida reciclagem ou deposição em aterro destes equipamentos são garantidos pelos referidos agentes.

Para cumprir com as suas responsabilidades, no final de 2005, os fabricantes formaram a *End of Life Vehicle Solutions Corporation* (ELVS). Esta PRO ficou assim incumbida de desenvolver e implementar por estado uma rede de operadores capazes de executar o devido tratamento dos equipamentos de mercúrio. O pagamento aos operadores das quantias relativas ao transporte e processamento dos dispositivos ficou a cargo desta entidade. No momento da criação do NVMSRP, foi criado um fundo de 4 milhões de dollar americano destinado a incentivar a recolha dos equipamentos de mercúrio. Este fundo, construído a partir das contribuições da indústria produtora de aço e dos fabricantes de veículos (ambas as partes contribuíram com 2 milhões de dollar americano através de quotas de igual valor para cada participante), é gerido pela ELVS (Waterfield, 2009).

No que se refere ao financiamento, segundo o seu relatório de actividades, no ano de 2007, a ELVS era financeiramente suportada por 12 fabricantes de veículos. Cada membro da organização tem que pagar prestações baseadas no peso de mercado que possui (Bills, 2009). A ELVS é ainda responsável por gerir um conjunto de dados sobre os operadores participantes, as quantidades de dispositivos recolhidos e tratados, bem como outras informações que sejam relevantes no âmbito do programa. As informações sobre o modo como as operações devem ser executadas são também disponibilizadas pela organização.

No que se refere à informação sobre o NVMSRP, esta organização é responsável por gerir um conjunto de dados sobre os operadores participantes, as quantidades de dispositivos recolhidos e tratados bem como outras informações que sejam relevantes no âmbito do programa. A ELVS ainda está encarregue de disponibilizar aos intervenientes do sistema informações acerca do modo como as operações devem ser executadas.

No presente, o NVMSRP está implementado em 49 estados. Por ser um programa cuja sua aplicação é ao nível estatal, existem algumas assimetrias na forma como está a ser implementado. No geral é a ELVS a entidade responsável pela gestão do sistema de recolha e tratamento de equipamentos de mercúrio nos Estados Unidos. No entanto, a legislação em vigor no estado do Maine é incompatível com o modelo estabelecido pela ELVS e por esta razão, neste estado a referida PRO não se encontra em funcionamento (ELVS 2008). Ao contrário do que acontece a nível nacional em que o carácter do sistema é do tipo voluntário, no estado do Maine os fabricantes de veículos são obrigados a constituir individual ou colectivamente um sistema que faça a gestão da recolha e tratamento deste tipo de dispositivos. Caso os fabricantes não satisfaçam os requisitos estipulados, a lei 38 MRSA §1665-A é bastante clara em proibir a venda de veículos que estejam afectos ao produtor em causa.

Em relação às autoridades, os Estados Unidos estão organizados em três instâncias: federal, estatal e local. Ao nível federal não existe uma lei específica que regule o sistema de gestão dos VFV. A moldura legal dos Estados Unidos está especialmente direccionada para o controlo da poluição resultante das actividades industriais. A forma como sistema de gestão dos VFV está organizado, assim como o seu funcionamento não se encontram devidamente regulados. Em geral, não são estabelecidas metas nem requisitos adicionais de funcionamento do sector. O que é exigido às entidades envolvidas na gestão de VFV é exigido às demais actividades industriais norte-americanas. A gestão do sistema de recolha e tratamento dos equipamentos de mercúrio é a excepção a regra. Neste aspecto, com a entrada em funcionamento do NVMSRP, as autoridades federais passaram a ter um papel mais activo no sector dos VFV. Em termos gerais, este tipo de autoridades têm competências legislativas, podendo criar leis que regulem a gestão deste fluxo de resíduos. Na monitorização, não existe nenhuma organização que oficialmente supervisione o sistema de gestão do final de vida dos veículos (Kiser, 2008). No entanto, a US EPA é responsável por fiscalizar os impactes ambientais provocados pelos agentes participantes na recolha e tratamento de VFV. No caso específico dos dispositivos de mercúrio, a US EPA é responsável por acompanhar a implementação do programa, estudando a sua eficácia e promovendo-o de forma adequada junto das partes envolvidas no processo.

No que respeita às autoridades estatais e locais, estas são responsáveis não só por monitorizar os impactes resultantes das operações executadas no sistema, como também

estipular as actividades que os operadores deverão realizar. Um operador só pode funcionar se for licenciado pelas referidas autoridades, sendo estas responsáveis ainda por disponibilizar informação sobre o sector. Caso existam situações de incumprimento são estas entidades que geralmente têm a competência para actuar e repor a normalidade. Conforme foi mencionado, a política de registo está a cargo das entidades estatais. São estes organismos que definem os títulos de registo dos veículos bem como a forma como são cancelados. No contexto norte-americano é notório que em algumas áreas ligadas à gestão dos VFV, a política seguida entre estados não é idêntica. Existe discrepância nos procedimentos ligados ao registo e cancelamento de registo ou na forma como os resíduos de fragmentação são interpretados pelas autoridades, por exemplo.

Para lá das competências que as autoridades federais, estatais e locais possuem no campo da monitorização, no que se refere aos equipamentos de mercúrio, os fabricantes têm que reportar anualmente os resultados relativos aos sistemas que gerem. Num âmbito geral a monitorização e fiscalização do sistema de gestão do final de vida dos veículos nos Estados Unidos é feita de forma deficiente. Além das incompatibilidades que as várias unidades administrativas possuem, causando deficiências no controlo do fluxo deste tipo de resíduos, existem outras particularidades que fazem com que o sistema que monitoriza o sector não seja o ideal. A respeito das operações executadas pelos sucateiros, Paul (2007) afirma que não há qualquer informação disponível sobre as suas operações. Sawyer-Beaulieu e Tam (2006) afirmam que as especificidades e processos executados em cada fase do sistema não estão bem documentados.

### **5.3. Japão**

#### *Política e Legislação*

A gestão dos VFV no Japão começou a ser considerada no princípio da década de 90 com a implementação da Lei da Reciclagem (*Basic Law for Establishing the Recycling-Based Society*). Criada em 1991, esta lei teve como objectivo a alteração do paradigma da sociedade japonesa, procurando fomentar a reciclagem na estrutura socioeconómica do país. As indústrias verdes bem como a ciência e tecnologia ligada a reciclagem, reutilização e redução de resíduos passaram a ser promovidas (Ministry of the Environment Government of Japan, 2007).

No sector automóvel, a Lei da Reciclagem criou a expectativa de aumentar os níveis de reciclabilidade dos materiais e estruturas utilizados pelos fabricantes na produção dos seus veículos (Togawa, 2005). Embora pudesse ter aplicação neste tipo de indústria, a lei tinha um carácter genérico, não fazendo por isso uma abordagem específica ao problema da gestão do final de vida dos veículos. De facto, só com o incidente da ilha de Teshima, onde a deposição ilegal de resíduos provenientes de veículos provocou graves impactes na região, é que as autoridades japonesas decidem encarar de forma mais específica o problema da gestão e tratamento dos VFV (Hosoda, 2001). Assim, em 1995 as autoridades governamentais criaram um manual para definir o procedimento correcto na selecção de automóveis e electrodomésticos por parte dos fragmentadores. No ano seguinte, os resíduos de fragmentação (resíduos que constituíam grande parte dos resíduos depositados ilegalmente em Teshima) são reclassificados, passando a ser considerados como perigosos e portanto, tornando-se mais dispendiosos ao serem depositados em aterro.

Neste período, o governo e as várias associações do sector automóvel estabeleceram um programa voluntário com vista à reciclagem de VFV. A *End-of-Life Vehicle Recycling Initiative* entrou em funcionamento no ano de 1997 e com ela ficou estipulado um conjunto de metas relacionadas não só com a reciclabilidade dos VFV e novos veículos, mas também com a utilização de chumbo nos seus componentes. O tratamento de airbags e CFCs foi igualmente um dos pontos abordados neste programa, sendo estabelecidos esquemas de tratamento para os referidos itens (Zoboli *et al.*, 2000). Segundo Togawa (2005), o esforço demonstrado pelas partes envolvidas no programa teve poucos impactos no modo como os VFV foram manuseados. Um dos principais motivos que este autor encontrou foi o carácter não obrigatório que o programa possuía, comprometendo logo à partida a sua eficácia.

No início da década de 2000, a Lei da Reciclagem foi alterada e como resultado surgiu um conjunto de leis mais específicas, nomeadamente sobre a reciclagem das embalagens, electrodomésticos, resíduos de construção e demolição, entre outros fluxos de resíduos. No seguimento desta revisão, em 2002, a Lei da Reciclagem de VFV (*ELV Recycling Law*) é criada, entrando completamente em vigor no ano de 2005. Com a referida lei, a base do actual sistema japonês de gestão de VFV é definida. Todos os VFV de 4 rodas, incluindo os camiões e autocarros, deixam de ser regulados

exclusivamente pelas regras de mercado. As actividades do sistema ficam assim sujeitas a um conjunto de normas previamente estabelecidas.

Como causas que influenciaram a criação da Lei da Reciclagem de VFV, a Directiva 2000/53/CE surge como elemento que a nível internacional influenciou as autoridades japonesas a criarem a sua própria legislação. Pelo facto da União Europeia ser um mercado com peso mundial, os fabricantes de automóveis japoneses foram obrigados a ter que responder às exigências comunitárias, contribuindo decisivamente para que o governo tomasse a iniciativa de desenhar um sistema adaptado à realidade japonesa (Togawa, 2005). Por outro lado, a crescente falta de espaço nos aterros foi também uma condicionante que estimulou a criação de leis de incentivo à redução de resíduos depositados nestes locais. Mesmo com as acções referidas nos parágrafos anteriores, o sistema japonês de gestão de VFV encontrava-se com graves problemas fruto de se apoiar nas regras de mercado. A volatilidade do valor dos metais de sucata tornou as actividades relacionadas com a reciclagem e reutilização de VFV pouco rentáveis (METI, 2008b). Além disso, o problema da deposição ilegal revelou-se insolúvel. Com a falta de espaço disponível nos aterros, os preços de deposição aumentaram. Este facto somado à volatilidade dos metais e à reclassificação dos resíduos de fragmentação que passaram a ser considerados perigosos, fez com que o preço de deposição dos resíduos provenientes de VFV se tornasse dispendioso e neste sentido, contribuindo para que a deposição ilegal continuasse a ser uma prática usual (Ando *et al.*, 2002; JETRO, 2006).

Assim, segundo Yamamura *et al.* (2003) e Sakai *et al.* (2007), a Lei da Reciclagem de VFV surge neste contexto com os seguintes objectivos:

- Definir os papéis das várias entidades responsáveis pelo processamento dos VFV, assegurando o seu devido tratamento;
- Prevenir a deposição ilegal de VFV;
- Minimizar a deposição em aterro dos resíduos provenientes de VFV;
- Garantir as condições de competição inerentes ao bom funcionamento do sistema de gestão deste tipo de resíduos.

As metas que foram estipuladas no actual sistema não encaram o veículo por inteiro. Em vez disso, apenas alguns componentes ou materiais é que são alvo de especial atenção. Togawa (2005) aponta que esta restrição é fruto de se querer manter um

conjunto de oportunidades para os operadores de reciclagem existentes. Assim, para os resíduos de fragmentação, as taxas de valorização fixadas foram de 30%, 50% e 70% para os anos de 2005, 2010 e 2015, respectivamente. O motivo pelo qual este tipo de resíduos foi alvo de metas pode ser explicado pelo facto de ser tecnicamente difícil a sua reciclagem. Além disso, as autoridades japonesas consideraram que valorizar 70% dos resíduos de fragmentação era equivalente à valorização de 95% do VFV (Ogushi e Kandlikar, 2005; Togawa, 2008). Os airbags e CFCs foram também alvo de medidas especiais, pois foi considerado que os operadores sentiam-se pouco motivados para tratar estes componentes perigosos. Para os airbags, a lei estabeleceu que, a partir de 2005, a taxa de valorização seria de 85%. No que se refere aos CFCs, foi estipulado que, a partir do mesmo período, estas substâncias têm que ser destruídas. A tabela 5.1 sintetiza as metas estabelecidas pela Lei da Reciclagem de VFV.

**Tabela 5.1 – Metas da Lei da Reciclagem de VFV (Fonte: METI, 2008a, JAMA, 2008)**

	<b>Resíduos de Fragmentação (taxa de valorização)</b>	<b>Airbags (taxa de valorização)</b>	<b>CFCs</b>
<b>2005</b>	30%	85%	Destruição
<b>2010</b>	50%		
<b>2015</b>	70%		

No que diz respeito aos princípios que estão na génese da lei, a EPR influencia claramente o objecto e modo de actuação do documento. No entanto, a aplicação deste princípio é parcial, pois, em vez de serem responsáveis por gerir o final de vida do seu veículo, os produtores estão encarregues de fazer apenas a gestão de algumas das suas componentes (resíduos de fragmentação, airbags e CFCs).

Em relação às substâncias perigosas, no Japão existe pouca legislação que restringe a sua utilização nos veículos. Na realidade, o único prospecto que influencia a forma como este tipo de substâncias são utilizadas é o programa voluntário coordenado pela Associação de Fabricantes Japoneses de Automóveis (*Japan Automobile Manufacturers Association*, JAMA). Sob a alçada do programa, os componentes contendo mercúrio, cádmio e crómio hexavalente foram impedidos de serem utilizados desde 2005, 2007 e 2008, respectivamente; havendo algumas excepções para o caso do mercúrio. Para o chumbo, desde 2006 que os níveis de utilização desta substância tiveram que ser reduzidos para 1/10 dos níveis verificados em 1996. Embora não possua o mesmo grau de obrigatoriedade que a Lei da Reciclagem de VFV tem, este programa possui uma



forte adesão por parte dos fabricantes de veículos japoneses. O motivo principal para que tal sucedesse foi a influência que as políticas da União Europeia tiveram no sector automóvel. Em termos específicos, as Directivas 2000/53/CE e 2002/95/CE<sup>14</sup> foram os documentos que tiveram maior influência no contexto japonês (Ogushi e Kandlikar, 2005; Togawa, 2008). A tabela 5.2 esquematiza as metas estipuladas no programa voluntário da JAMA.

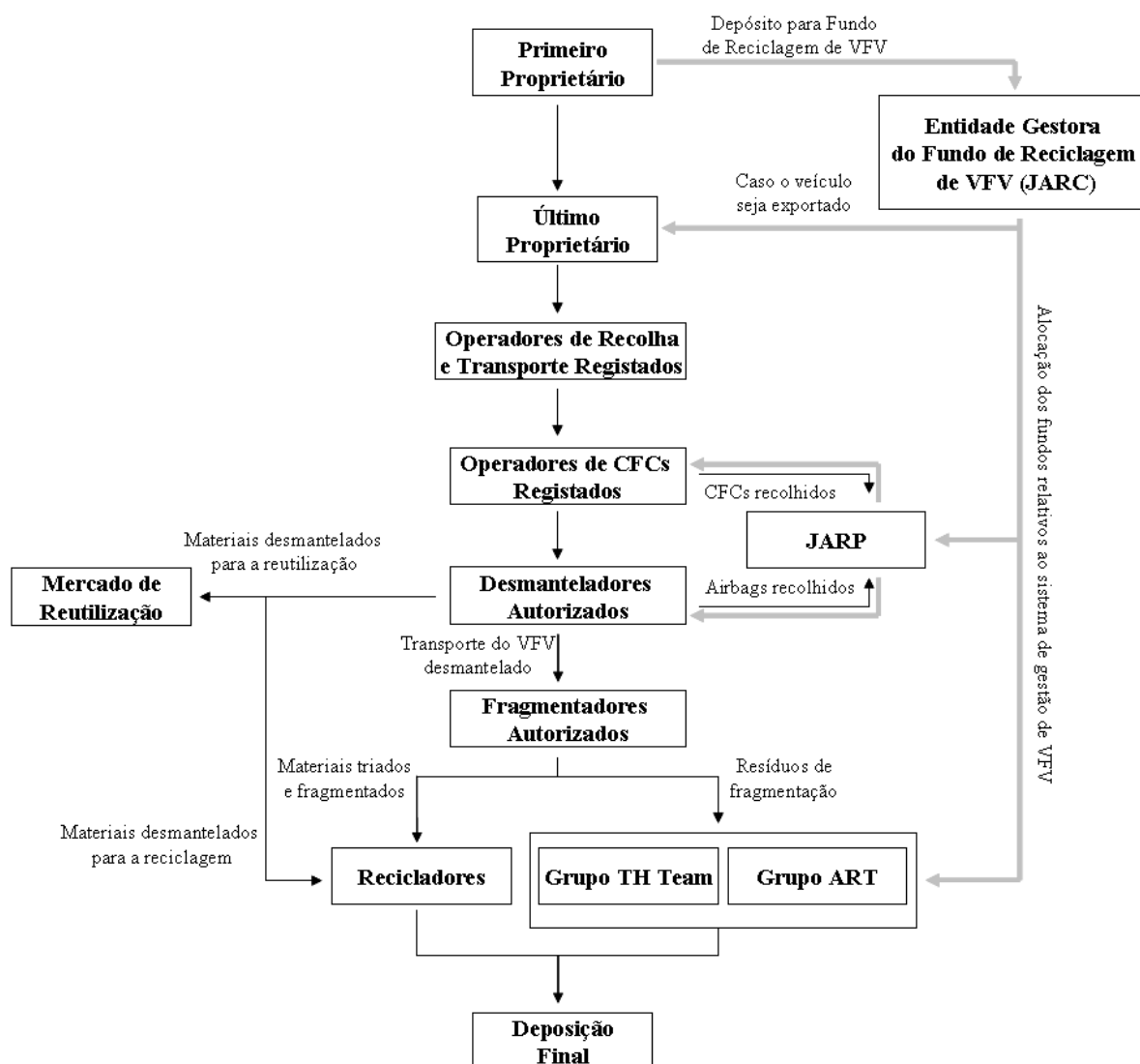
**Tabela 5.2 – Metas do programa voluntário da JAMA (Fonte: Honda, 2007)**

<b>Substância</b>	<b>Metas</b>
Chumbo	2006 – Redução para 1/10 dos níveis de 1996
Mercúrio	2005 – Proibição
Crómio hexavalente	2008 - Proibição
Cádmio	2007 - Proibição

#### *Sistema de Gestão de VFV*

No Japão, o sector automóvel tem um forte peso na estrutura económica do país. A sua indústria é uma das mais competitivas a nível mundial, sendo o país que em 2006 produziu o maior volume de veículos – aproximadamente 11,5 milhões de viaturas (U.S. Department of Energy, 2007). Em termos internos, a realidade japonesa é caracterizada pela existência de cerca de 76 milhões de veículos distribuídos pelas várias ilhas do arquipélago (Togawa, 2008). Com um valor anual de mais de 3,5 milhões de VFV produzidos, o sistema que faz a gestão deste tipo de resíduos é influenciado pela insularidade do país. Neste contexto, a gestão de VFV tem que ser eficaz tanto em ilhas pequenas, onde a população e infra-estruturas não são abundantes, como em ilhas principais, que possuem mais população e portanto, um maior número de VFV gerados. A figura 5.11 apresenta a forma como o Japão organizou o sistema que gere o final de vida dos seus veículos.

<sup>14</sup> Directiva relativa à restrição do uso de determinadas substâncias perigosas em EEE.



**Fig. 5.11 – Esquema de gestão dos VFV no Japão**

Conforme se observa na figura, os proprietários são responsáveis por suportar o Fundo de Reciclagem de VFV. Estes agentes são os principais financiadores do sistema japonês, tendo que disponibilizar uma quantia destinada ao financiamento da estrutura que trata os resíduos de fragmentação, CFCs e airbags. Após a entrada em vigor da Lei da Reciclagem de VFV, todos os proprietários ficaram incumbidos de pagar a taxa de reciclagem no momento da compra do seu veículo, ou, caso se encontrasse a circular, no momento da sua inspeção. O pagamento desta taxa é essencial para que o veículo possa ser registado no Japão.

Em relação ao processo de entrega, quando o veículo não tem qualquer valor para seu proprietário, este deve de o entregar aos operadores de recolha e transporte devidamente registados. No momento da entrega, a matrícula do veículo é cancelada. Existem 3 tipos de cancelamento de registo no Japão: cancelamento permanente, temporário e

cancelamento para exportação. O cancelamento permanente corresponde à situação anteriormente descrita, ou seja, a condições coincidentes com o abate do veículo. Por sua vez, o cancelamento temporário ocorre quando o proprietário deseja ceder o título de propriedade do seu veículo. Nesta situação não existe qualquer limite de tempo para que o veículo deixe de ter o seu registo temporariamente cancelado (Development Bank of Japan, 2003). No que diz respeito ao cancelamento para exportação, este tipo de cancelamento é efectuado quando o veículo é exportado. É de referir que, se o proprietário optar por exportar o seu veículo usado, ele tem a oportunidade de reaver a taxa de reciclagem que pagou.

Os operadores de recolha e transporte são agentes que têm como função receber os VFV provenientes dos seus antigos proprietários. Após a sua recepção, estes agentes têm ainda a responsabilidade de fazer o devido encaminhamento dos veículos que são transportados para os operadores de CFCs e desmanteladores. No geral, são os vendedores de automóveis novos e usados, as oficinas de reparação e, em certos casos, os desmanteladores que desempenham a função de colector (JETRO, 2006; METI, 2008b). Para operar no sistema japonês, todos os operadores de recolha e transporte necessitam de ser registados pelas autoridades locais.

No que se refere aos operadores de CFCs, estes actores são responsáveis pela remoção de substâncias contendo CFCs. Os materiais recolhidos são posteriormente encaminhados para os produtores do veículo, que, representados pela JARP, subsidiam as actividades executadas por estes agentes. Os operadores de recolha e transporte de CFCs têm que ser registados para poderem desempenhar as suas funções.

Depois da recolha dos CFCs, o veículo é por norma encaminhado para os desmanteladores. Licenciados pelas autoridades locais, estes actores removem os fluidos e os componentes ou materiais reutilizáveis. Os airbags são igualmente recolhidos, sendo de seguida entregues a instalações que os tratam de forma adequada. Nesta última vertente, os custos que os desmanteladores possuem são directamente suportados pela JARP.

Após o processo de desmantelamento, o VFV é conduzido aos fragmentadores. Como função, estes agentes são responsáveis por triturar o veículo. Os materiais fragmentados são depois enviados para os recicladores, enquanto que os resíduos de fragmentação são

encaminhados para instalações sob a responsabilidade dos produtores do veículo. À semelhança dos desmanteladores, para desempenharem as suas tarefas, os fragmentadores necessitam de ser licenciados pelas autoridades locais.

No que diz respeito aos produtores, estes intervenientes desempenham um papel relevante no sistema japonês. Com a Lei da Reciclagem de VFV, os produtores passaram a ser responsáveis pela recolha e tratamento dos CFCs, airbags e resíduos de fragmentação. Nos resíduos de fragmentação, ficou decidido que, para cumprir com as suas responsabilidades, os produtores seriam separados em dois grupos concorrentes: a ART e a TH Team. A ART é um grupo formado por 11 empresas, sendo liderada pela Nissan, Mitsubishi e Mazda. Por outro lado, liderada pela Toyota e Honda, a TH Team é composta por 8 produtores (JETRO, 2006; Togawa, 2008). Cada grupo conduz as suas próprias investigações, possuindo estratégias distintas para aumentar a eficácia e eficiência dos sistemas que gerem. No manuseamento dos resíduos de fragmentação, os produtores podem optar por desenvolver as suas próprias linhas de tratamento ou contratar entidades que desempenhem adequadamente esta tarefa (Ando *et al.*, 2002).

Para os CFCs e airbags, a abordagem adoptada foi diferente. Neste capítulo, os produtores criaram a JARP. Esta organização sem fins lucrativos é uma PRO que tem por objectivo o estabelecimento de uma rede nacional capaz de fazer o devido tratamento dos CFCs e airbags. Ao contrário do que se observa nos resíduos de fragmentação, a gestão destes elementos é feita sem que exista qualquer concorrência. No Japão, a grande maioria das acções ligadas à destruição de CFCs e à valorização de airbags está a cargo da JAPR; inclusive a investigação para melhorar a *performance* do sistema.

Para lá dos 3 componentes que a Lei da Reciclagem de VFV obriga os produtores a tratarem, a realidade japonesa é condicionada pelo programa voluntário a cargo da JAMA. Conforme foi mencionado anteriormente, esta associação de fabricantes estabeleceu um conjunto de metas para a redução ou exclusão de substâncias perigosas no fabrico de veículos. Neste aspecto, as acções que os produtores desenvolvem são geralmente individuais, tendo especial enfoque no design do veículo.

Na vertente relacionada com o financiamento do sistema, os proprietários assumem-se como os agentes que fazem o suporte das actividades ligadas à recolha e tratamento dos

3 elementos focados pela lei: CFCs, airbags e resíduos de fragmentação. Para as restantes actividades foi considerado que o financiamento era executado pelos próprios intervenientes do processo. O principal motivo para que este facto se sucedesse foi a rentabilidade que estas operações possuíam, fazendo com que não seja necessário a injeção de fundos extra (Togawa, 2005).

As taxas cobradas aos proprietários são decididas e anunciadas pelos produtores. Por base, as taxas são determinadas a partir da quantidade gerada de resíduos de fragmentação e de CFCs, bem como do número de airbags que o veículo possui. Por esta razão o valor das taxas difere entre os vários modelos e marcas produzidas (METI; 2008c; METI, 2008d). Caso exista incorrecções na forma como as taxas estão a ser cobradas, o governo tem o papel de fazer a correcção das mesmas. Refira-se ainda que se não forem gastas, as quantias recolhidas serão utilizadas para aplicação de medidas em ilhas isoladas, no combate à deposição ilegal, gestão de informação e gestão dos depósitos.

Para a gestão dos fundos provenientes do depósito realizado pelos proprietários, as autoridades japonesas optaram por designar uma entidade independente capaz de administrar convenientemente estes fundos. Segundo Fumikazu (2005), a razão que esteve na base desta decisão foi a prevenção de situações de perda de verbas devido ao produtor ter entrado em falência. Neste sentido, a *Japan Automobile Recycling Promotion Center* (JARC) foi a organização que ficou encarregue desta tarefa. Fundada em 2000, a JARC é uma entidade composta pelas várias associações do sector automóvel japonês, tendo por missão a coordenação do sistema de tratamento e reciclagem de VFV. Segundo JARC (2008), as principais actividades desenvolvidas por esta organização são:

- Gestão dos fundos sob a alçada da Lei da Reciclagem de VFV;
- Gestão e funcionamento do sistema de deposição e reciclagem de VFV.
- Monitorização da deposição e reciclagem de veículos;
- Sensibilização do público em relação ao sistema de gestão de VFV;
- Promoção da pesquisa ligada à deposição e reciclagem de veículos;
- Cooperação com outras organizações do sector.

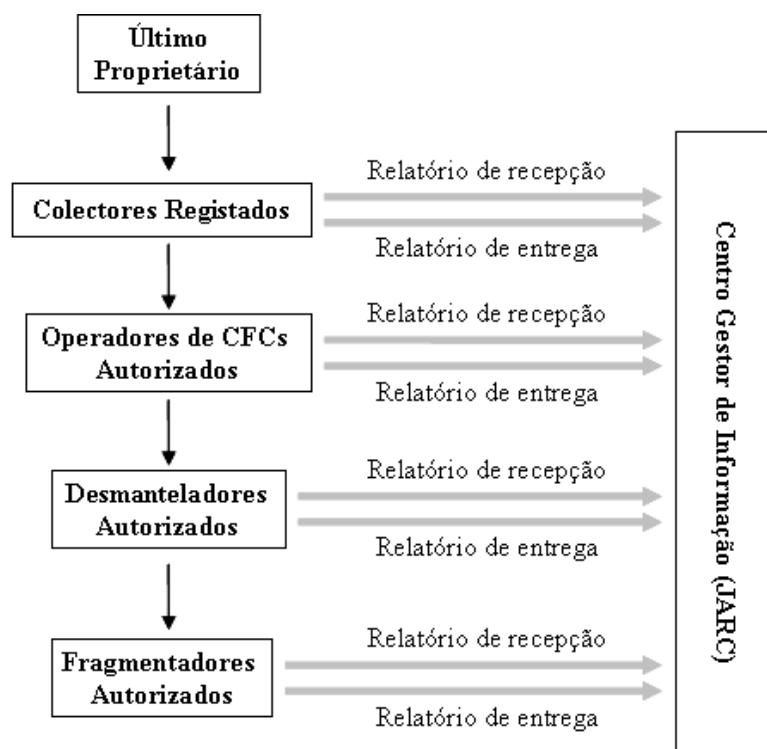
No financiamento, a JARC não só recolhe as taxas pagas pelos proprietários, como também faz a distribuição dos fundos pelas várias actividades subsidiadas do sistema. Aos operadores de CFCs e desmanteladores são entregues quantias relativas à recolha de CFCs e airbags<sup>15</sup>. A reciclagem e o tratamento dos CFCs, airbags e resíduos de fragmentação são igualmente financiados. Depois de completarem o manuseamento destes componentes específicos, os produtores recebem a quantia que cobrirá os custos envolvidos nas operações realizadas. Se este tipo de operações for executado por entidades contratadas, os produtores, ao receberem os fundos da JARC, transferem-nos para os referidos agentes.

O campo de actuação da JARC é diverso. A gestão de VFV nas ilhas secundárias é também apoiada por esta instituição, que financia o transporte dos veículos que são encaminhados para as ilhas principais (JAMA, 2008; METI, 2008a). Por outro lado, a JARC disponibiliza verbas para o suporte dos custos de tratamento e reciclagem de VFV abandonados. Em situações onde não existe qualquer responsável pelo veículo ou quando o produtor encarregue de fazer a gestão dos seus veículos é de pequenas dimensões, a JARC é ainda responsável por fazer as operações de tratamento e reciclagem dos VFV.

Na vertente da monitorização, a JARC desempenha um papel preponderante. À semelha do que se passa na administração dos fundos, esta entidade gere a informação sobre as actividades dos vários operadores do sistema. No Japão, o processamento dos VFV é monitorizado via plataforma informática. Todos os intervenientes têm que reportar as suas actividades através de manifestos electrónicos controlados a partir da Internet (JETRO, 2006; JARP, 2008). Cada operador tem que emitir 2 relatórios: o de recepção e o de entrega. A figura 5.12 esquematiza a forma como o sistema de monitorização está organizado.

---

<sup>15</sup> Pelo facto da JARP ser a entidade representante dos produtores, os fundos são entregues à respectiva organização.



**Fig. 5.12 – Sistema de monitorização japonês**

Além de controlar as operações executadas no sistema, a monitorização permite que os fundos sejam distribuídos de acordo com as despesas reais que os agentes têm ao longo da cadeia de gestão dos VFV. Com base nos relatórios anuais que os produtores são obrigados a emitir e após confirmar que as operações foram executadas de forma adequada, a JARC paga o tratamento e reciclagem dos 3 itens focados pela Lei da Reciclagem de VFV.

No que se refere à intervenção das autoridades, no Japão, estas entidades são responsáveis pelo cumprimento da Lei da Reciclagem de VFV. O governo tem como responsabilidade criar legislação capaz de resolver o problema da gestão do final de vida de veículos. A investigação assim como o esclarecimento sobre a problemática do sector é uma das funções que o estado possui. Como foi referido anteriormente, as autoridades estatais estão envolvidas na estipulação das taxas cobradas aos proprietários e no apoio ao transporte de VFV a partir de ilhas secundárias. O governo tem ainda o papel de monitorizar a *performance* das entidades que gerem o Fundo de Reciclagem de VFV e a informação do sistema – neste caso específico, a JARC. Todos os anos a JARC é obrigada a reportar o desempenho das suas actividades às autoridades governamentais.

Em termos das autoridades locais, estas entidades fazem a fiscalização de possíveis ilegalidades e comportamentos impróprios do sistema. Os operadores que não fazem o

correcto processamento dos VFV são acompanhados pelas autoridades locais e caso não emendem as suas condutas inapropriadas, as suas licenças e registos são cancelados (METI, 2008a; METI, 2008b).

É de referir ainda que o Japão foi pioneiro na abordagem ao final de vida de motociclos. Embora seja de natureza voluntária, desde 2004 que 16 produtores juntaram-se para iniciar uma plataforma de tratamento e reciclagem de motociclos. A JARC foi a entidade que ficou encarregue de fazer a coordenação do sistema (JARC, 2008). Segundo JAMA (2008), a partir de 2011, o financiamento deste fluxo de resíduos será da mesma forma que o sistema que trata a maioria dos veículos, ou seja, através de taxas cobradas obrigatoriamente na compra destes produtos.



## 6. Gestão dos VFV em Portugal

O sector automóvel desempenha um papel relevante na economia de Portugal, correspondendo a 4% do PIB. Segundo ACAP (2007), este tipo de indústria representa 20% do total das exportações de produtos portugueses, empregando cerca de 136 mil trabalhadores distribuídos por 26 mil empresas. No ano de 2006, os veículos produzidos em território português tiveram como proveniência 6 unidades de produção, destacando-se entre elas a Autoeuropa, GM Portugal e Peugeot Citroën. Nesse ano, cerca de 227 mil veículos foram produzidos em território português, no entanto apenas 3,5% do total teve como destino o mercado interno (ACAP e AUTO INFORMA, 2007). Portugal é portanto, um país que no cômputo geral importa os veículos que necessita em vez de os produzir. A figura 6.1 demonstra a evolução das vendas de veículos no território português.

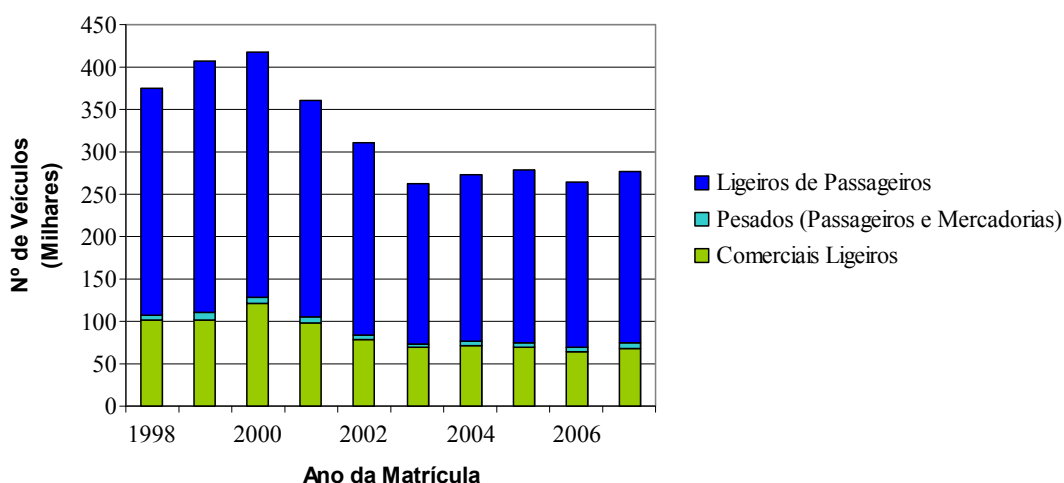
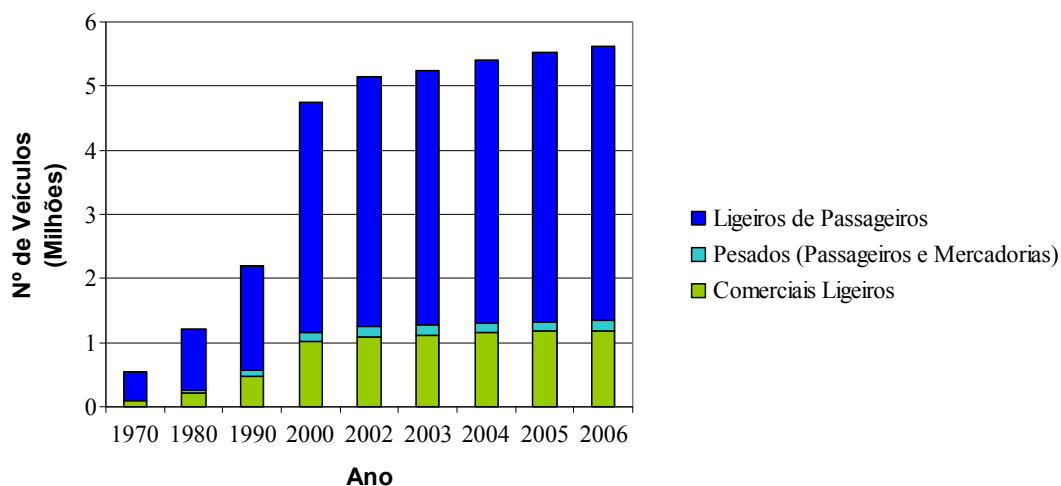


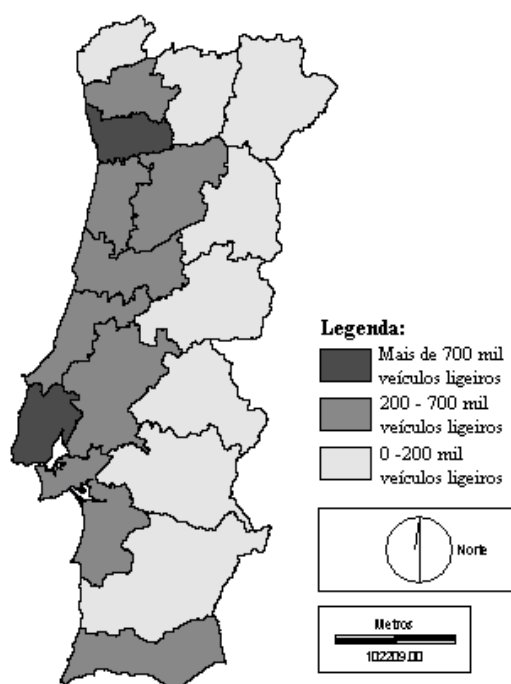
Fig. 6.1 – Vendas de veículos em Portugal (Fonte: ACAP, 2008)

Como se verifica, na última década, as vendas de veículos decresceram cerca de 35% entre os anos de 2000 e 2003. Os valores dos anos seguintes mantiveram-se relativamente constantes, vendendo-se aproximadamente 270 mil veículos entre os anos de 2003 e 2007. Os veículos ligeiros de passageiros foram o tipo de viaturas que nos últimos 10 anos apresentou um maior número de vendas (em média cerca de 72% do mercado), seguindo-se os comerciais ligeiros (com uma média de 26%) e os pesados (que apresentaram valores médios de 2% das vendas).



**Fig. 6.2 – Evolução do parque automóvel em Portugal (Fonte: IMTT, 2006)**

Em termos do parque automóvel, desde a década de 70 que o número de veículos em circulação apresentou sempre uma evolução crescente (IMTT, 2006). Como a figura 6.2 demonstra, a maioria dos veículos a circular no território português é do tipo ligeiro de passageiros. De facto, à semelhança do que se observa nas vendas, os veículos ligeiros de passageiros representavam no ano de 2006 76% das cerca de 5,6 milhões de viaturas em circulação; seguido pelos comerciais ligeiros, com 21% e por último os pesados com apenas 3%. O mapa da figura 6.3 apresenta a distribuição do parque automóvel em Portugal.



**Fig. 6.3 – Distribuição do parque automóvel em Portugal no ano de 2006 (Fonte: ACAP, 2008)**

Neste contexto, com o crescente aumento da quantidade de veículos a circular em Portugal, o potencial de geração de VFV tem progressivamente aumentado ao longo dos anos. Por ano, em média, são produzidos 170 mil VFV que necessitam de ser convenientemente manuseados para que os seus impactes possam ser minimizados (Dias, 2005). É assim necessário que seja constituído um sistema que trate de forma adequada este tipo de resíduos.

No presente capítulo será caracterizada a forma como as entidades portuguesas actuaram para solucionar o problema da gestão dos VFV, procurando-se descrever todo o sistema que trata os VFV bem como os seus principais intervenientes.

### **6.1. *Política e Legislação***

O problema da gestão do final de vida dos veículos só começou a ser realmente tratado pelas entidades portuguesas nos finais da década de 90. Nessa altura, o único documento legislativo que regulamentava a gestão dos VFV era o Decreto-Lei 239/97. No entanto, esta normativa tinha um carácter mais genérico, estabelecendo o regime para a gestão de resíduos no seu cômputo geral e portanto afectando de forma marginal a gestão dos VFV em Portugal (Dias, 2005). Segundo Zoboli *et al.* (2000), a situação no sector de desmantelamento nos finais da década de 90 era insuficiente, apresentando pouca organização e capacidade de manuseamento dos VFV. Apesar de existir um elevado número de locais de recolha de veículos (sucateiros), as condições ambientais aí existentes eram pobres. No campo da despoluição, salvo os casos das baterias e óleos usados, o conjunto das operações realizadas eram insuficientes para tratar devidamente o fluxo de resíduos resultante dos VFV.

Em 1999, o governo e os sectores da indústria automóvel e tratamento dos VFV assinaram um acordo voluntário com o objectivo de encontrar uma solução viável para a gestão deste tipo de resíduos. Especificamente, as entidades envolvidas neste processo foram:

- Ministério do Ambiente;
- Associação do Comércio Automóvel de Portugal (ACAP);
- Associação Nacional dos Recuperadores de Produtos Recicláveis (ANAREPRE);

- Associação Nacional das Empresas do Comércio e da Reparação Automóvel (ANECRA);
- Associação Industrial Portuguesa (AIP);
- Automóvel Clube de Portugal (ACP).

Este acordo, que do ponto de vista de concepção era muito semelhante ao espanhol, tinha como principais metas reduzir a deposição em aterro dos resíduos provenientes dos VFV para 15% e 5% do peso total do veículo nos anos de 2005 e 2015, respectivamente. Os produtores acordaram aumentar a reciclabilidade dos seus veículos, assim como disponibilizar informação que garantisse as melhores condições técnicas e ambientais das operações envolvidas na cadeia de tratamento dos VFV. No caso dos operadores de desmantelamento, fragmentação, reciclagem e valorização de veículos, estes ficaram encarregues de completar o tratamento dos VFV, respeitando os requisitos legais, económicos e ambientais. Estes actores ficaram igualmente responsáveis por desenvolver tecnologia capaz de satisfazer as metas propostas no acordo, tendo ainda o compromisso de disponibilizar informação acerca da sua actividade.

O acordo de 1999 significou o início das políticas de gestão do fim de vida dos veículos em Portugal. No entanto, só com a transposição da Directiva 2000/53/CE é que o sistema de gestão dos VFV começa a ganhar contornos mais sólidos. O Decreto-Lei 196/2003 veio assim transpor as directrizes comunitárias para a realidade portuguesa, marcando o início das reformas que levaram à alteração substancial do sector. No contexto actual português é este documento normativo que estabelece o quadro legal do sistema que gere o final de vida dos veículos. Como objectivos gerais, o decreto estipula a redução da quantidade de resíduos a eliminar proveniente dos VFV, procurando a contínua melhoria do desempenho dos operadores intervenientes no ciclo de vida dos veículos, especialmente aqueles que estão envolvidos no tratamento de VFV. À semelhança da Directiva, os materiais e componentes dos veículos introduzidos no mercado deixam de poder conter chumbo, cádmio, mercúrio e crómio hexavalente. As metas que o Decreto-Lei 196/2003 estabelece estão descritas na tabela 6.1.

**Tabela 6.1 – Metas de valorização, reciclagem e reutilização relativas ao Decreto-Lei 196/2003**

	<b>2006</b>	<b>2015</b>
<b>Veículos produzidos antes de 1980</b>	Valores mínimos de 75% para reutilização e valorização	Valores mínimos de 95% para reutilização e valorização
	Valores mínimos de 70%, para reutilização e reciclagem	Valores mínimos de 85%, para reutilização e reciclagem
<b>Veículos produzidos depois de 1980 (inclusive)</b>	Valores mínimos de 85% para reutilização e valorização	Valores mínimos de 95% para reutilização e valorização
	Valores mínimos de 80%, para reutilização e reciclagem	Valores mínimos de 85%, para reutilização e reciclagem

Com a adopção do sistema *free tack-back*, desde 1 de Janeiro de 2007 que o último proprietário deixa de ter quaisquer despesas no acto de entrega do seu veículo. Repare-se que antes deste decreto, os custos do transporte e tratamento dos VFV que possuíssem valor de mercado negativo, seriam suportados pelo proprietário. Neste caso, com a entrada em vigor do Decreto-Lei 196/2003, o produtor passa a assumir o papel central no sistema de gestão dos VFV, sendo este responsável pela coordenação e suporte financeiro da generalidade das operações envolvidas no processamento deste tipo de resíduos. No que se refere ao cumprimento da sua responsabilidade, o produtor poderá recorrer a sistemas de carácter individual ou colectivo, conforme descrito nos artigos 9 e 16 do Decreto-Lei 196/2003. Para o sistema colectivo, este decreto prevê a transferência para uma entidade gestora do sistema integrado, a responsabilidade individual que cada produtor possui na gestão dos seus VFV.

Neste sentido, em 2003 a Sociedade de Gestão de Veículos em Fim de Vida, Valorcar, é criada. No ano seguinte, através do Despacho Conjunto 525/2004, esta entidade gestora sem fins lucrativos passa a estar licenciada conforme o exposto no Decreto-Lei 196/2003. A Valorcar ficou assim incumbida de organizar e gerir a recepção, o tratamento e a valorização dos VFV, disponibilizando aos produtores a opção de cumprir as suas obrigações através de um sistema colectivo. Como principais objectivos, a Valorcar teve que constituir uma rede nacional de centros de recepção e/ou operadores de tratamento, de forma a contribuir para o cumprimento das metas de reutilização, reciclagem e valorização de VFV (Valorcar, 2008a).

A implementação do sistema de gestão do final de vida dos veículos começou por ser acompanhada pela Comissão de Acompanhamento da Gestão de Veículos em Final de Vida (CAVJV). Este organismo criado pelo Decreto-Lei 196/2003 mais tarde é substituído pela Comissão de Acompanhamento da Gestão de Resíduos (CAGER), entidade que, estando sob a alçada directa da Autoridade Nacional dos Resíduos, é uma das actuais responsáveis pelo acompanhamento do sector ligado aos VFV.

Por outro lado, existem outros mecanismos que durante a década de 2000 foram criados no sentido de apoiar o sistema de gestão de VFV em Portugal. O Programa do Incentivo Fiscal ao Abate de VFV é um programa estatal criado pelo Decreto-Lei 292-A/2000<sup>16</sup> que, caso o comprador tenha entregue o seu VFV (ligeiro) às autoridades competentes, confere uma redução no Imposto Sobre Veículos (ISV) na compra de uma viatura nova do tipo ligeiro. No que diz respeito aos impostos tributados no sector automóvel, em 2007, a Lei 22-A/2007 veio abolir o conjunto de impostos existentes, criando em sua substituição o ISV e o Imposto Único de Circulação (IUC). O último imposto referido é especialmente importante na gestão dos VFV na medida em que com a criação deste regime os proprietários passam a pagar pela posse do veículo e não pela sua circulação. Este facto faz com que o proprietário se sinta incentivado a entregar o seu VFV às entidades competentes, pois esta é a única forma para cancelar o registo do seu veículo e consequentemente deixar de pagar o IUC.

No ano 2008, o Decreto-Lei 196/2003 foi alterado pelo Decreto-Lei 64/2008. As alterações não foram muito significativas. Contudo, certos aspectos relacionados com o regime de cancelamento do registo, assim como o processo de monitorização e licenciamento foram alvo de mudança. O objectivo desta alteração deveu-se sobretudo à necessidade de harmonizar os requisitos e procedimentos do sistema, procurando a clarificação de algumas obrigações dos actores que se encontram na cadeia de tratamento dos VFV. Ainda no mesmo ano, a Directiva 2005/64/CE é transposta pelo Decreto-Lei 149/2008, transpondo as restrições de reciclagem, reutilização e valorização que os novos veículos comercializados no mercado português deverão respeitar.

Adicionalmente, existe um conjunto de legislação que não só influencia as características específicas de alguns componentes dos VFV, como também condiciona o

---

<sup>16</sup> Mais tarde renovado pelo Decreto-Lei 33/2007.

modo como as operações de gestão de resíduos são executadas na cadeia do final das suas vidas. Os fluxos relacionados com os resíduos de produtos em fim de vida, tais como os pneus, baterias, e óleos usados, bem como as operações de tratamento, como a incineração ou aterro, são casos em que legislação específica afecta a gestão dos VFV. Embora o presente trabalho tenha como objecto de estudo o sistema de VFV, será útil proceder-se a uma caracterização geral destas vertentes para uma maior compreensão da realidade do sector em Portugal:

- **Pneus:** o Decreto-Lei 111/2001 transfere a responsabilidade de gestão dos pneus usados para o produtor, estabelecendo metas de recolha, reciclagem e valorização para este tipo de resíduos (APA, 2008a). No âmbito deste decreto criou-se um sistema integrado para a gestão dos pneus usados em Portugal. A Valorpneu, Sistema de Gestão de Pneus Usados, é a entidade gestora deste sistema. Como metas, até 1 de Janeiro de 2007, o sistema teria que atingir 95% de recolha, do qual 30% seria destinado à recauchutagem e 65% para reciclagem;
- **Baterias:** os Decretos-Lei 6/2009 e 266/2009 transpuseram as Directivas 2006/66/CE e 2008/103/CE, estabelecendo requisitos de recolha e reciclagem para pilhas e acumuladores e transferindo para os produtores a obrigação de gerir individual ou colectivamente este fluxo de resíduos (APA, 2008b). Do ponto de vista colectivo, a responsabilidade deve ser cumprida através de uma entidade licenciada que faça a gestão das pilhas e acumuladores. Neste contexto, a Ecopilhas é a empresa sem fins lucrativos que se encontra licenciada para gerir o Sistema Integrado de Pilhas e Acumuladores Usados (SIPAU). No entanto, no que respeita às baterias de automóveis, este tipo específico de resíduos não é abrangido pelo SIPAU, sendo que se deverá recorrer a um operador licenciado para que a bateria seja devidamente manuseada. Os grossistas e retalhistas são obrigados a aceitar dos detentores finais os acumuladores usados dos tipos e marcas comercializados;
- **Óleos Usados:** o Decreto-Lei 153/2003 faz a transposição da Directiva 75/439/CEE e estabelece o regime jurídico a que fica sujeita a gestão de óleos novos e usados. Segundo APA (2008c), este decreto veio estipular um conjunto de normas de gestão que visam a recolha, o transporte, o armazenamento, o tratamento e a valorização de óleos usados. No campo da valorização, o referido diploma dá primazia à valorização por regeneração, a qual consiste na refinação de

óleos usados com vista à produção de óleos base. Na sequência da publicação do Decreto-Lei 153/2003 foi criado em 2005 o Sistema Integrado de Gestão de Óleos Usados (SIGOU). Gerido pela Sogilub, este sistema tem que atingir os objectivos de gestão (recolha, reciclagem, valorização e regeneração) previstos na lei para as metas temporais de 2004 e 2006. Refira-se ainda que, apesar deste enquadramento legal, com a entrada em vigor da Directiva 2008/98/CE a Directiva 75/439/CEE foi revogada. Assim os óleos usados passaram a estar regulados por este documento legal. A Directiva 2008/98/CE, que terá que ser transposta para o direito interno até ao dia 12 de Dezembro de 2010, não estabelece metas quantitativas para a recolha selectiva e valorização de óleos usados, sendo apenas referido no artigo 21 que os óleos usados devem ser recolhidos separadamente, sempre que tal seja tecnicamente exequível, e que para efeitos da recolha selectiva e do seu correcto tratamento, os estados membros podem, de acordo com as respectivas condições nacionais, aplicar medidas suplementares, tais como a responsabilidade do produtor, requisitos técnicos, instrumentos económicos ou acordos voluntários. É igualmente referido no ponto 3 do artigo 21 que se de acordo com a legislação nacional, os óleos usados estiverem sujeitos a requisitos de regeneração, os estados membros podem estabelecer que esses óleos sejam regenerados se tal for tecnicamente exequível. Com a finalidade de dar prioridade à regeneração de óleos usados, esse mesmo ponto permite aos estados membros restringir os movimentos transfronteiriços de óleos usados provenientes do seu território para instalações de incineração ou de co-incineração.

**Tabela 6.2 – Taxas de valorização, reciclagem e reutilização relativos ao Decreto-Lei 230/2004**

	<b>Taxa de Valorização</b>	<b>Taxa de reciclagem e reutilização de componentes, materiais e substâncias</b>
<b>Categorias 1 e 10 do Anexo I A</b>	Valores mínimos de 80% em peso médio	Valores mínimos de 75% em peso médio
<b>Categorias 3 e 4 do Anexo I A</b>	Valores mínimos de 75% em peso médio	Valores mínimos de 65% em peso médio
<b>Categorias 2, 5, 6, 7 e 9 do Anexo I A</b>	Valores mínimos de 70% em peso médio	Valores mínimos de 50% em peso médio
<b>Lâmpadas de descarga de gás</b>	—	Valores mínimos de 80% do peso das lâmpadas



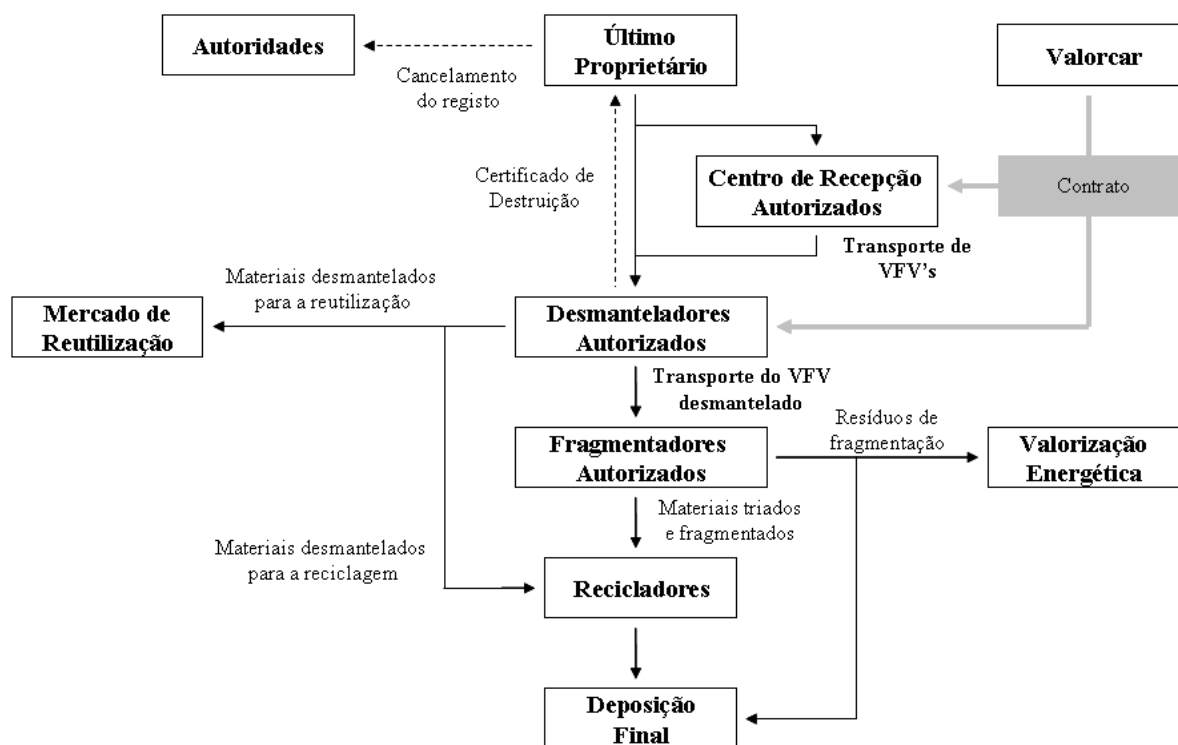
- **Incineração:** o Decreto-Lei 85/2005 estabelece o regime pelo qual fica sujeita a actividade de incineração e co-incineração. Este diploma faz a transposição da Directiva 2000/76/CE, revogando o anterior decreto em vigor, o Decreto-Lei 273/98. Com este decreto é estipulado um conjunto de normas que regulam as condições de exploração, os requisitos técnicos bem como os valores limite de emissão e as condições de monitorização para os operadores do sector. Assim será necessário ter em conta estas condicionantes para que o tratamento via incineração dos componentes e materiais constituintes de VFV possa decorrer de acordo com a legislação vigente;
- **Aterro:** a deposição de resíduos em aterro encontra-se condicionada pelo Decreto-Lei 152/2002, que transpõe a Directiva 1999/31/CE. Neste decreto, são estabelecidas as normas técnicas aplicáveis em matéria de instalação, exploração, encerramento e pós-encerramento de um aterro. Os critérios e processos de admissão de resíduos em aterro também são abordados por este diploma. No contexto da gestão dos VFV, os resíduos de fragmentação são actualmente depositados na sua maior parte em aterros. Por esta razão e pelo facto de a Directiva 1999/31/CE considerar que para os resíduos perigosos os custos de abertura, operação e manutenção após o encerramento deverão ser os mais elevados (fruto de resultarem de requisitos mais exigentes), o tratamento de VFV poderá aumentar consideravelmente. Amaral (2005) considera que o aumento do custo da deposição em aterro dos resíduos de fragmentação possa impulsionar o desenvolvimento de soluções de tratamento alternativo, e consequentemente aumentar as taxas de valorização e reciclagem dos VFV.

## ***6.2. Caracterização do Sistema***

### ***6.2.1. Esquema de gestão dos VFV***

Conforme foi anteriormente referido, o Decreto-Lei 196/2003, mais tarde emendado pelo Decreto-Lei 64/2008, estabelece o regime geral para o sistema que gere os VFV em Portugal. No mesmo sentido que a Directiva 2000/53/CE, os principais destinatários são os veículos da classe M1, N1 e veículos a motor de três rodas. Os produtores são os principais actores deste sistema, assumindo o papel de coordenação das operações executadas no fim de vida dos veículos. Caso se verifique que o valor de mercado do VFV é negativo, os produtores são igualmente responsáveis pelo financiamento das operações executadas no âmbito da gestão de VFV. Para o cumprimento das suas

responsabilidades, a generalidade dos produtores em Portugal escolheram adoptar o sistema do tipo colectivo. A Valorcar é a única entidade responsável por gerir o sistema integrado de gestão dos VFV, sendo por isso o actor chave no contexto português. A figura 6.4 representa o actual esquema de gestão dos VFV a vigorar em Portugal.



**Fig. 6.4 – Esquema de gestão dos VFV em Portugal**

### 6.2.2. Principais Actores do Sistema

Em Portugal, no ano de 2008, as taxas de reutilização e reciclagem e de reutilização e valorização são 81,7% e 85,5%, respectivamente (Eurostat, 2009). A gestão de VFV é feita a partir de um sistema feito à imagem da Directiva 2000/53/CE. É por esta razão que o sistema português tem muitas semelhanças com os países europeus observados no capítulo 5. Como a figura 6.4 demonstra, o sistema é composto por 4 grandes grupos: proprietários, autoridades, produtores (sob a forma da Valorcar) e os operadores do sistema de transporte e tratamento do fluxo de resíduos relativo aos VFV.

Os proprietários são responsáveis por entregar o seu VFV num centro de recepção ou num operador de desmantelamento. No momento de entrega, desde 1 de Janeiro de 2007 que o proprietário deixou de ter que suportar quaisquer custos relacionados com a

gestão do final de vida do seu veículo<sup>17</sup>, mesmo que o valor de mercado do VFV seja nulo ou negativo. Serão apenas os custos de encaminhamento até ao centro de receção ou de desmantelamento que estarão sob a alçada do último proprietário.

No que compete aos centros de receção, estes têm como responsabilidade receber o VFV, identificá-lo e encaminhá-lo para os desmanteladores. Todos os centros necessitam de ser licenciados para desempenhar as suas funções. Os centros de receção pertencentes à rede Valorcar terão que celebrar um contrato com esta organização, estando obrigados a cumprir um conjunto mínimo de requisitos. Nesta rede não existe nenhum operador dedicado apenas à receção dos VFV. De facto, os centros da rede Valorcar desempenham igualmente a função de desmantelador (Valorcar, 2008b). Referira-se ainda que no processo de entrega, a maioria dos centros disponibilizam transporte gratuito para os VFV.

Os desmanteladores são operadores que têm a responsabilidade de receberem nas suas instalações os veículos provenientes dos centros de receção ou dos últimos proprietários. Nestes locais são executadas operações que promovem a reutilização e valorização dos VFV, procedendo-se igualmente a operações de despoluição do veículo. Quando o VFV é entregue aos desmanteladores, estes têm a obrigação de, depois de identificá-lo e conferir a sua documentação, emitir um certificado de destruição, documento este indispensável para que o registo do veículo seja cancelado.

Para desempenharem as suas funções, os desmanteladores terão que possuir uma licença de funcionamento por parte das autoridades portuguesas. Em Portugal, não existe nenhum sistema individual de gestão dos VFV. A maioria dos operadores de desmantelamento pertence à rede Valorcar. No entanto, segundo a LOGRNU (Lista de Operadores de Gestão de Resíduos Não Urbanos), existem outros desmanteladores licenciados pelas autoridades que podem operar VFV. Os desmanteladores da rede Valorcar necessitam de cumprir com os requisitos descritos no “Caderno de Encargos dos Operadores de Desmantelamento”, documento este elaborado pela organização (Valorcar, 2008c).

---

<sup>17</sup> Esta condição não se verifica caso o veículo não possua motor, veios de transmissão, caixa de velocidades, catalisador, unidades de comando electrónico, carroçaria ou tenha no seu interior resíduos adicionais.

Em relação ao transporte dos VFV, este só pode ser executado por operadores que estejam registados no Sistema Integrado de Registo Electrónico de Resíduos (SIRER)<sup>18</sup>. Segundo Amaral (2008), os transportadores são escolhidos pelos centros de desmantelamento, não existindo qualquer ligação directa entre a Valorcar e estes operadores.

Na componente de fragmentação, os operadores procedem à trituração das carcaças dos VFV, separando as diferentes fracções de materiais que de seguida são enviadas para um destino adequado. Na rede Valorcar existem operadores que desempenham as actividades de desmantelamento e fragmentação (Amaral, 2008). Amaral (2004) refere que, para além dos fragmentadores licenciados, existem outras empresas de fragmentação que operam no sector de forma ilegal.

Na gestão dos VFV em Portugal, geralmente as autoridades desempenham tarefas administrativas ou de regulação do sistema. O governo é responsável por criar legislação que permita o devido processamento dos VFV, enquanto que as autoridades locais têm o papel de encaminhar os veículos abandonados para centros de recepção ou de desmantelamento. Por outro lado, a Agência Portuguesa do Ambiente (APA) é a autoridade que não só executa a monitorização dos sistemas de VFV a operar no país, como também participa enquanto Autoridade Nacional de Resíduos no licenciamento das organizações envolvidas na gestão deste tipo de resíduos. Como na prática a Valorcar é a única entidade a operar em Portugal, o seu sistema é o único a ser alvo de acções de acompanhamento e fiscalização por parte deste organismo. A APA tem a seu cargo a gestão do SIRER, no qual é obrigatório estarem registados todos os operadores de resíduos. Para além desta entidade, as várias Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR), enquanto Autoridades Regionais dos Resíduos, têm a competência de licenciar os operadores de recepção, desmantelamento e fragmentação de VFV. As CCDR são também responsáveis por fiscalizar e controlar as operações executadas pelos operadores citados anteriormente. No campo da monitorização, existem outras entidades estatais responsáveis por fiscalizar as actividades realizadas no sistema:

---

<sup>18</sup> O SIRER é um sistema de registo de dados sobre resíduos por via electrónica, que substitui os antigos mapas de registos de resíduos e que foi absorvido pelo Sistema Integrado de Registo da Agência Portuguesa do Ambiente (SIRAPA). Conforme é descrito nos artigos 45 a 49 do Decreto-Lei 178/2006, este sistema agrega toda a informação sobre as entidades que operam no sector dos resíduos assim como sobre os resíduos que são produzidos e importados para o território português.

- A Inspeção-Geral do Ambiente e do Ordenamento do Território (IGAOT);
- A Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE);
- A CAGER.

No que se refere ao cancelamento das matrículas, o Instituto da Mobilidade e dos Transportes Terrestres (IMTT)<sup>19</sup> está habilitado a executar este tipo de operações. Ao receber o certificado de destruição por parte dos dismanteladores, esta entidade efectua o cancelamento do registo relativo ao VFV que iniciou o circuito de tratamento.

Por fim, relativamente ao papel dos produtores no sistema português, estes actores desempenham uma posição central na gestão dos VFV. Os produtores são responsáveis por assegurar que este fluxo de resíduos seja recebido nos centros de recepção ou de dismantelamento. Caso o valor de mercado do VFV seja nulo ou negativo, são eles que têm a obrigação de suportar os custos das operações de transporte e tratamento. Os produtores têm ainda que disponibilizar um conjunto de informações relativas ao dismantelamento dos seus veículos.

No que respeita ao cumprimento das suas obrigações, conforme está descrito no Decreto-Lei 196/2003, os produtores poderão cumprir com as suas responsabilidades de modo individual ou colectivo. No plano individual, o produtor é responsável pela gestão dos seus VFV, necessitando de aprovação por parte da APA para que possa constituir o seu próprio sistema. Se o produtor optar pela solução colectiva, este pode transferir os seus deveres para a entidade gestora do sistema integrado, desde que esteja devidamente licenciada para o efeito.

Neste sentido, a Valorcar surge como a entidade que gere o sistema integrado de gestão dos VFV em Portugal. A licença, concedida pelo Despacho Conjunto 525/2004, é dada à organização para gerir o sistema até 31 de Dezembro de 2009, podendo posteriormente prolongar a sua autorização por períodos de 5 anos. Nos casos em que o valor de mercado dos VFV é negativo, por ser a entidade que reapresenta a responsabilidade dos produtores em termos colectivos, a Valorcar é obrigada a suportar os prejuízos decorrentes das operações realizadas no sistema. No entanto, pelo facto de

---

<sup>19</sup> Note-se que o IMTT foi criado em 2007, pelo Decreto-Lei 147/2007 e veio substituir a Direcção Geral de Viação (DGV) nas suas competências e funções (DGV, 2008).

o modelo de gestão considerar que o valor de mercado dos VFV é positivo, esta realidade não se verifica (Amaral, 2008).

Em termos estruturais, a Valorcar é uma entidade sem fins lucrativos que no ano de 2003 foi criada pela Associação dos Industriais de Automóveis (AIMA), ACAP e ANAREPRE. Na actualidade, com a fusão, em 2007, da ACAP e AIMA, a nova estrutura associativa de nome ACAP – Associação Automóvel de Portugal passou a deter 95% do capital social da Valorcar. Os restantes 5% continuaram na posse da ANAREPRE. Assim, pelo facto da ACAP não só ter a maioria do capital da Valorcar, como também ser a representante do total da actividade comercial do sector automóvel (Valorcar, 2008a), pode-se afirmar que a Valorcar consta no lote de entidades que se designam por PRO.

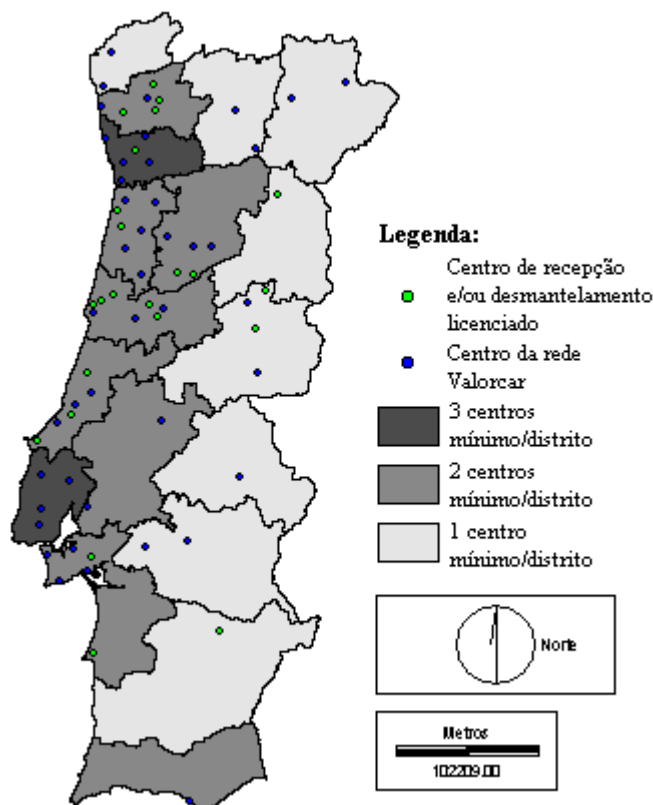
Para adesão ao sistema, os produtores estabelecem contratos de duração mínima de 3 anos onde cedem a responsabilidade sobre a gestão dos seus VFV. Os produtores ligados à Valorcar terão que pagar anualmente uma prestação financeira para suportar o seu funcionamento. No final de 2007, a Valorcar possuía contrato com 41 produtores, abrangendo 69 marcas de veículos ligeiros. Apenas 6 produtores de veículos não pertenciam ao sistema integrado, que, devido ao facto de também não terem constituído nenhum sistema alternativo, encontravam-se em situação ilegal (Valorcar, 2008a).

A Valorcar é a entidade que gere o único sistema colectivo de VFV no país, tendo por missão responder às exigências da legislação comunitária e nacional. Segundo a organização, os principais objectivos são:

- Organizar uma rede a nível nacional onde os VFV poderão ser devidamente recebidos e tratados;
- Monitorizar o sistema integrado a seu cargo;
- Promover a investigação e o desenvolvimento de novos métodos capazes de melhorar as *performances* dos intervenientes da cadeia de tratamento dos VFV;
- Proceder à sensibilização e informação sobre os procedimentos a adoptar no processo de gestão dos VFV.

No que diz respeito ao primeiro tópico, a Valorcar é responsável por constituir uma rede de centros de recepção ou de desmantelamento distribuídos por todos os distritos de Portugal. A rede teria que cumprir, a partir de 2007, as exigências que o Decreto-Lei

196/2003 estipula, ou seja, que distritos com mais de 700 mil veículos ligeiros possuíssem no mínimo 3 centros, seguido dos distritos que tivessem entre 200 mil a 700 mil ligeiros com no mínimo 2 centros e os distritos com menos de 200 mil ligeiros com no mínimo 1 centro pertencente à rede Valorcar. Na actualidade, a rede é composta por 43 centros de recepção ou de desmantelamento distribuídos por 16 distritos no país<sup>20</sup>. A figura 6.5 representa a distribuição espacial dos desmanteladores autorizados a operar no território nacional.



**Fig. 6.5 – Distribuição dos operadores de VFV em Portugal (Fonte: Valorcar, 2008b e LOGRNU, 2008)**

Como se pode observar, todos os distritos do país, à excepção de Faro, Beja e Guarda, possuem o número de centros de desmantelamento ou recepção de VFV igual ou superior ao exigido por lei. No caso dos desmanteladores licenciados que operam fora da rede Valorcar, verificou-se que, até Julho de 2008, existiam no mínimo 24 operadores distribuídos por 10 distritos. Em alguns desmanteladores autorizados são dados prémios monetários aos proprietários que entregam o VFV nas suas instalações<sup>21</sup>. A quantia de cada prémio pode variar de operador para operador, sendo

<sup>20</sup> Número de desmanteladores relativo ao mês de Março de 2009.

<sup>21</sup> Nalguns centros de desmantelamento, ao valor total do prémio é descontado o transporte do VFV, caso o último proprietário opte por não entregar o seu veículo directamente nas instalações do desmantelador/centro de recepção.

determinantemente influenciada pelo valor que os materiais ou componentes do veículo têm no mercado.

Para os dismanteladores inseridos na sua rede, a Valorcar criou um prémio destinado ao dismantelador que possui a melhor *performance* anual. No ano de 2007, o vencedor foi devidamente publicitado pelo acontecimento, recebendo ainda um equipamento técnico com um valor aproximado de 5000 euro (Valorcar, 2008a)

Na vertente da monitorização, a Valorcar tem a obrigação de assegurar a recolha e disponibilização de um conjunto de informações relativo às quantidades de VFV entregues nos centros pertencentes à sua rede. Esta organização tem que controlar o fluxo de componentes e materiais resultantes do tratamento dos VFV. A Valorcar é obrigada a apresentar à APA relatórios anuais e trimestrais relativos à sua actividade e à actividade da sua rede, sendo responsável pelo acompanhamento de todos os seus centros de recepção e de dismantelamento. Dentro deste contexto, destacam-se a realização de vistorias não anunciadas ou de reuniões conjuntas, nas quais são discutidos aspectos a serem revistos por parte dos operadores do sistema. Durante o ano de 2007, foram realizadas 67 visitas não anunciadas por parte da Valorcar (Valorcar, 2008a). Refira-se ainda que esta entidade gestora participa, em articulação com as autoridades alfandegárias, na monitorização do fluxo de veículos usados que são alvo de exportação.

No processo de admissão à rede Valorcar, os operadores são alvo de vistorias com o objectivo de avaliar se as suas instalações estão dentro dos requisitos mínimos do sistema. Caso não estejam dentro das exigências requeridas, serão sugeridas alterações de modo a que na próxima visita, a empresa possa ser integrada na rede. O processo pode continuar de forma indeterminada, até que o operador cumpra todas as exigências por parte da Valorcar e, consequentemente, assine um contrato que o vincule à rede nacional de centros de recepção e de dismantelamento.

Em relação à investigação, sensibilização e disponibilização de informação, segundo o Despacho Conjunto 525/2004 a Valorcar deverá gastar no mínimo 6% das suas receitas anuais no desenvolvimento e aplicação destes tópicos. A Valorcar deve prestar apoio técnico e financeiro a projectos de investigação que melhorem os métodos e ferramentas associados às operações de dismantelamento, fragmentação e reciclagem (dando



especial relevo a projectos que tornem valorizáveis materiais que no presente são eliminados).

Para as componentes de sensibilização e informação, segundo o Despacho Conjunto 525/2004, a Valorcar deve conceber e executar um sistema de comunicação capaz de sensibilizar a totalidade dos agentes. Esta entidade gestora é igualmente obrigada a fazer a divulgação das melhores práticas a adoptar por parte dos operadores. Assim, neste sentido, a Valorcar distribuiu o programa informático *International Dismantling Information System* (IDIS), criado especialmente para a optimização e facilitação das operações de desmantelamento de um VFV. A disponibilização de manuais (como o “Manual de Procedimentos Administrativos para Recepção de Veículos Ligeiros e Correspondente Emissão de Certificados de Destruição”) e outro tipo de informação é feito através do Sistema de Informação da Valorcar (SIV). Na realização das vistorias e reuniões conjuntas para monitorizar o desempenho dos operadores da rede, é também divulgado um conjunto de informações úteis para o correcto funcionamento destes actores. A Valorcar ainda disponibiliza os contactos de empresas vendedoras de equipamentos específicos para a despoluição e o desmantelamento de VFV (Amaral, 2008).

No que se refere à sensibilização e disponibilização de informação ao público, a Valorcar adoptou um conjunto de iniciativas individuais e em parceria com outras instituições. Em termos individuais foram realizadas acções de promoção do sistema, como por exemplo a participação em exposições. No entanto, a acção individual de maior relevo foi a constituição de uma página na internet que divulga as actividades, objectivos e rede da Valorcar. Nas acções colectivas, a Valorcar assinou um conjunto de protocolos com várias entidades para a promoção do sistema de gestão dos VFV. As instituições envolvidas nestes acordos foram: ACP e Quercus<sup>22</sup>. Segundo Valorcar (2008a), foram despendidos no ano de 2007 cerca de 10% das receitas para a promoção das vertentes ligadas à investigação, sensibilização e informação.

Os protocolos assinados pela Valorcar representam esquemas complementares que suportam o sistema gerido por esta entidade. Para além da função de sensibilização anteriormente referida, alguns protocolos procuram promover o bom funcionamento do

---

<sup>22</sup> Organização Não Governamental de Ambiente (ONGA)

fluxo de resíduos associado aos VFV. Os protocolos que se apresentam como os mais relevantes são os seguintes:

- Protocolo assinado com as CCDR: a Valorcar assinou um protocolo com todas as CCDR, tendo por objectivo a erradicação dos depósitos ilegais (sucateiros) de VFV a operar no país. Este acordo prevê que as entidades deverão colaborar no sentido de assegurar o encerramento destes locais assim como a remoção e o correcto tratamento dos VFV aí depositados.
- Protocolo assinado com os municípios: desde 2004 que a Valorcar tem desenvolvido esforços em conjunto com alguns municípios no que compete à gestão dos VFV. Assim, foram assinados vários protocolos entre esta entidade e um conjunto de municípios. A Valorcar faz a actualização das autarquias relativamente à legislação sobre os VFV, colaborando em acções de formação e de divulgação promovidas por estas autoridades. Quando solicitado pelo município, a Valorcar disponibiliza-se ainda para organizar visitas técnicas às empresas da sua rede. Por outro lado, as autarquias acordaram fazer o encaminhamento para os centros da rede Valorcar dos VFV abandonados ou oriundos das suas frotas. A figura 6.6 representa os municípios envolvidos neste acordo (Valorcar, 2008d).

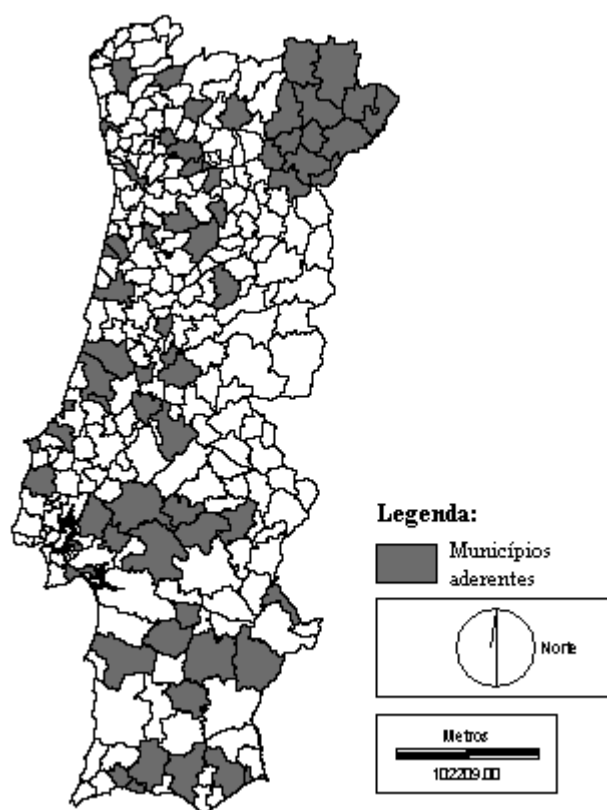


Fig. 6.6 – Municípios aderentes ao protocolo realizado com a Valorcar (Fonte: Valorcar, 2008d)

### **6.2.3. *Cancelamento do Registo e IUC***

O regime de cancelamento da matrícula resulta da vontade do proprietário do veículo em querer terminar o vínculo que possui com este bem. Em Portugal existem dois tipos de cancelamento de registo: para exportação e para destruição. No que se refere ao cancelamento para exportação, como a própria palavra indica, o registo é cancelado quando o veículo é exportado para o estrangeiro. No caso do cancelamento do registo para destruição, este tipo de cancelamento é fruto da intenção do proprietário em enviar o seu VFV para abate.

Conforme foi anteriormente referido, a entrega do VFV é obrigatória e não constitui qualquer encargo adicional para o seu antigo dono. Quando o VFV chega às instalações dos dismanteladores é feita a sua identificação e é verificado se a respectiva documentação está em ordem. Se tudo estiver dentro dos parâmetros legais, o dismantelador emite um certificado de destruição que entrega ao antigo proprietário. Em paralelo, uma cópia deste certificado, juntamente com a documentação do veículo, são enviados ao IMTT, que de seguida procede ao cancelamento da matrícula. Refira-se que neste processo apenas os dismanteladores que estejam licenciados é que poderão emitir certificados de destruição.

O cancelamento do registo marca o final da obrigação que o último proprietário tinha em pagar as taxas relativas à responsabilidade fiscal sobre o seu antigo veículo. Esta realidade só entrou em vigor com a criação da Lei 22-A/2007, que reforma a tributação automóvel. Com a entrada em funcionamento do referido diploma, o UIC é criado, fazendo com que o seu pagamento seja obrigatório para quem detiver o veículo registado no seu nome. Assim, independentemente do veículo circular ou não, o proprietário deverá pagar este imposto até que a sua matrícula seja cancelada.

### **6.2.4. *Sistema Financeiro***

A Valorcar é uma entidade sem fins lucrativos que gere o sistema colectivo de gestão dos VFV em Portugal. Neste sentido os resultados contabilísticos obtidos por esta organização têm que ser reinvestidos, utilizados na sua actividade ou aplicados em actividades conexas ao sistema.

Em relação ao financiamento, a Valorcar é suportada pelos produtores aderentes ao sistema. No programa português, os produtores são responsáveis por suportar os custos

da gestão dos VFV caso os respectivos valores de mercado sejam nulos ou negativos. Como entidade que representa a generalidade dos produtores, na eventualidade de se verificar as referidas condições, a Valorcar tem a seu cargo o financiamento dos operadores. Porém, e pelo facto de ser considerado que o valor dos VFV é positivo, não se verifica qualquer reembolso por parte desta entidade. Assim, os produtores que possuem contrato com a Valorcar, têm que pagar uma prestação anual para financiar apenas o funcionamento da organização. O valor do pagamento corresponde ao somatório de duas partes:

- A componente fixa, cujo valor anual é fixo, independentemente da quantidade de veículos introduzidos no mercado no ano civil anterior;
- A componente variável, em que o valor da prestação reflecte a quantidade de veículos introduzidos no mercado no ano civil anterior. Para reflectir esta variável, o número de novos veículos ligeiros que entraram no mercado no ano civil anterior é multiplicado por uma constante fixa.

O valor da prestação pode ser alterado pela entidade gestora. Para produtores que introduzam menos de 200 veículos no mercado, a componente variável não é cobrada. No ano de 2007 os valores relativos à componente fixa e variável foram de 1476 euro e 0,455 euro respectivamente (Valorcar, 2008a).

Para financiar as actividades da entidade gestora, os produtores podem cobrar uma quantia no momento da venda do veículo, o ecovalor. O valor arrecadado visa cobrir a prestação fixada pela Valorcar. Segundo o Despacho Conjunto 525/2004, o montante cobrado deve ser evidenciado de forma clara e individualizada em cada factura de venda.

#### **6.2.5. Monitorização**

A monitorização constitui um dos pilares centrais na gestão dos VFV, pois sem ela não existiria o controle sobre as *performances* e o cumprimento dos requisitos por parte dos actores envolvidos no transporte e tratamento deste fluxo de resíduos. Pelo que foi referido na secção que caracteriza os actores do sistema, observa-se que as actividades ligadas à monitorização são executadas pelas autoridades e pela organização que gere o sistema integrado de gestão dos VFV, neste caso a Valorcar.

No que diz respeito às autoridades, as duas organizações que assumem o papel de maior preponderância na componente da monitorização são a APA e a IGAOT. As referidas instituições têm o papel de coordenar os vários agentes envolvidos na fiscalização, procurando guiar as operações desenvolvidas por estes. A APA está especialmente habilitada a monitorizar as entidades que gerem os sistemas individuais ou colectivos. Por ser a única entidade a fazer a gestão de VFV, a Valorcar é a única organização que está sujeita ao escrutínio da APA. Acções como a auditoria financeira executada no ano de 2007 são exemplo da actuação que esta autoridade tem junto da entidade gestora do sistema integrado de VFV (Valorcar, 2008a). Adicionalmente, a Valorcar é ainda obrigada a reportar a sua actividade à APA. Durante um ano são elaborados 5 relatórios: 4 trimestrais e 1 anual. As informações disponibilizadas trimestralmente destinam-se apenas a controlar o número de VFV processados no sistema, bem como os tipos e as quantidades de materiais e componentes resultantes do seu tratamento. Para o caso do relatório anual, este é bastante mais exaustivo que o primeiro, pois para além das estatísticas acima referidas, possui dados sobre os produtores aderentes, os operadores que actuam na rede e o desempenho financeiro da Valorcar, entre outros aspectos. A APA é também a autoridade nacional competente para efeitos de aplicação do Regulamento 1013/2006/CE, relativo ao movimento transfronteiriço de VFV, tendo em conjunto com as autoridades alfandegárias, o papel de acompanhamento dos VFV que são exportados.

No caso da IGAOT, esta instituição tem como competência a fiscalização do cumprimento das disposições presentes nos Decretos-Lei 196/2003 e 64/2008. A IGAOT é especificamente responsável por acompanhar as operações realizadas pelos operadores de transporte e tratamento dos VFV. Ela é também responsável por verificar o modo como a entidade gestora do sistema (Valorcar) executa as obrigações no campo da comunicação dos dados relacionados com a sua actividade e a actividade do sistema.

Para além da APA e IGAOT, existem outras autoridades responsáveis pela fiscalização. No entanto estes agentes têm funções mais específicas que os anteriores. As CCDR são responsáveis por fiscalizar o funcionamento dos operadores de recepção, desmantelamento e fragmentação de VFV. No caso de empresas que estejam a operar sem autorização, as CCDR devem de fazer a sua identificação bem como, no limite, proceder ao seu encerramento.

Os municípios e autoridades policiais estão responsáveis por identificar e recolher veículos que eventualmente sejam abandonados. No que respeita aos municípios, estes organismos são ainda responsáveis pelos casos de operadores ilegais que se encontram a funcionar nas suas áreas de jurisdição.

A ASAE é responsável por fiscalizar a devida rotulagem e identificação dos componentes e materiais dos veículos. Esta entidade é igualmente responsável em controlar a adesão ao sistema integrado por parte dos produtores, assim como fiscalizar o processo de entrega dos veículos salvados<sup>23</sup> pelos seus detentores.

A CAGER faz o acompanhamento dos aspectos técnicos, económicos e sociais ligados ao mercado de resíduos em Portugal, nomeadamente, no que concerne aos fluxos de resíduos e materiais abrangidos por sociedades gestoras (neste caso a Valorcar). Esta comissão tem ainda o papel de monitorizar as operações e sistemas de gestão de resíduos. Neste sentido a CAGER é responsável por acompanhar as operações e o bom funcionamento do sistema de gestão do final de vida dos veículos.

Em relação à Valorcar, a monitorização executada por este agente é realizada dentro da sua própria rede. A Valorcar está obrigada por lei a fiscalizar as *performances* dos seus operadores. Além dos relatórios reportados à APA sobre as suas actividades e o seu sistema, a Valorcar faz uma análise sistemática à informação enviada através do Sistema de Informação da Valorcar (SIV), sistema este baseado na Internet. A informação analisada refere-se aos VFV recebidos e aos materiais que resultam do seu tratamento. No âmbito da monitorização, são igualmente organizadas um conjunto de visitas anunciadas ou não e de reuniões em conjunto para acompanhar o funcionamento dos elementos da sua rede. Refira-se ainda que, no final de 2007, a Valorcar ficou responsável por acompanhar o fluxo transfronteiriço de VFV, juntamente com as autoridades competentes.

#### **6.2.6. *Abandono e Deposição Ilegal de Veículos***

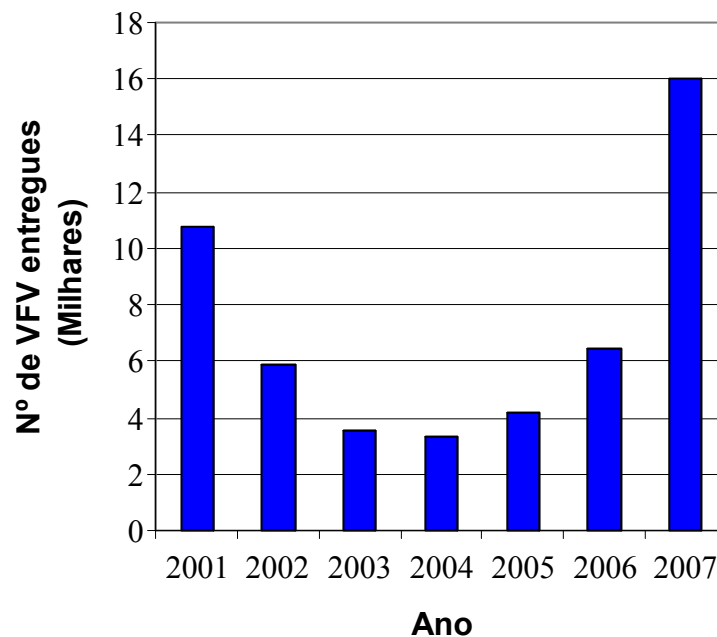
Em Portugal, o problema do abandono e deposição ilegal de veículos constitui um dos sérios entraves para o bom funcionamento do sistema de gestão dos VFV. Apesar de ambas as práticas serem puníveis por lei, segundo a Valorcar (2008a), o abandono de veículos na via pública ou a existência de situações em que os VFV são entregues a

---

<sup>23</sup> Veículo salvo é um veículo afecto às companhias de seguros por força de um contrato e que, em consequência de acidente, tenha sofrido danos que impossibilitem definitivamente a sua circulação.

operadores ilegais (os casos de sucateiros ilegais) são ainda práticas que assumem alguma relevância no panorama português. De acordo com o seu relatório de actividades para o ano de 2007, são abandonados ou depositados de forma ilegal cerca de 10000 a 15000 VFV por ano, o que representa aproximadamente 18 a 25% do universo de veículos que num determinado ano chegam ao final das suas vidas. Em termos de sucateiros a operar de forma ilegal, segundo a SEA (2008), entre 2007 e princípio de 2008, existiam 695 sucateiros a operar sem qualquer autorização no país: 121 no Norte, 181 no Centro, 310 na região de Lisboa e Vale do Tejo, 70 no Alentejo e 13 no Algarve.

De forma a solucionar o problema foram constituídos mecanismos que incentivem o último proprietário a entregar o seu VFV no local apropriado ou que façam cessar a actividade dos operadores ilegais. Inicialmente criado em 2000 pelo Decreto-Lei 292-A/2000, o Incentivo Fiscal ao Abate de VFV teve como objectivos principais a melhoria da segurança rodoviária e das condições ambientais. No capítulo ambiental, este incentivo tinha como principal propósito a renovação da frota circulante em Portugal. Este facto provocaria automaticamente um incremento na *performance* ambiental dos veículos, reduzindo, por isso, a emissão de gases de efeito de estufa proveniente do sector automóvel. Embora tivesse como prioridade os objectivos anteriormente mencionados, o incentivo fiscal veio de modo indirecto aumentar o estímulo dado aos últimos proprietários para entregarem o seu VFV nas entidades competentes. Com valores que no início rodavam os 750 euro para veículos entre os 10 e 15 anos e 1000 euro para veículos com mais de 15 anos, este incentivo foi sendo prorrogado anualmente. Na actualidade, o Incentivo Fiscal ao Abate de VFV confere um desconto no ISV de 1000 euro no caso de veículos entre os 10 e 15 anos e 1250 euro para veículos com mais de 15 anos. O gráfico da figura 6.7 apresenta a evolução dos veículos que foram entregues para abate no âmbito do Incentivo Fiscal ao Abate de VFV.

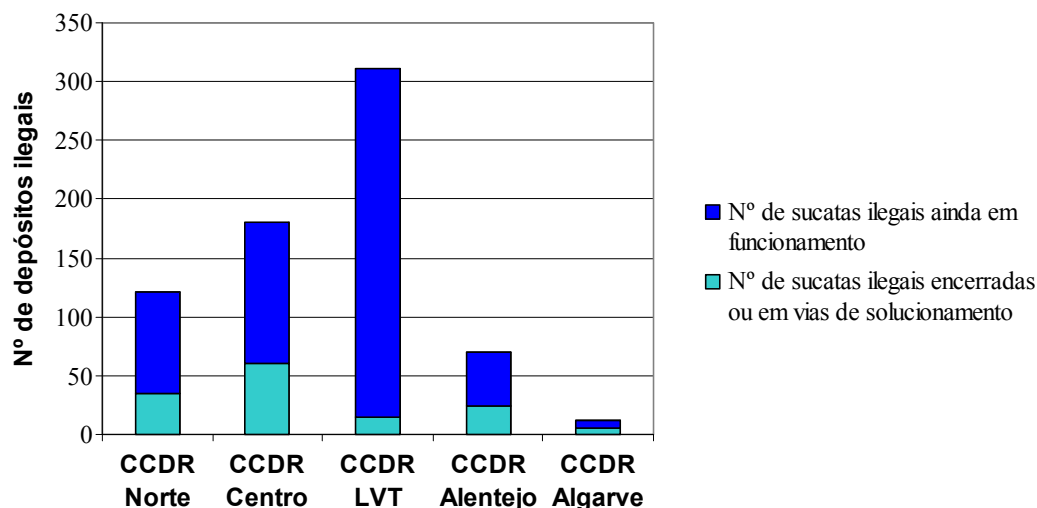


**Fig. 6.7 – Veículos entregues ao abrigo do Incentivo Fiscal ao Abate de VEV (Fonte: Valorcar, 2008a)**

Conforme se observa, a entrega de VEV ao abrigo deste incentivo foi decrescendo desde o ano do seu início até 2004. A partir de 2004 verificou-se um ligeiro crescimento para que em 2007 se registasse um aumento abrupto na sua evolução. De facto, no ano de 2007, o número de veículos entregues no âmbito do Incentivo Fiscal ao Abate de VEV foi de 16025, quase o triplo dos que se registaram no ano anterior e representando aproximadamente 37% do total de veículos entregues nas instalações da rede Valorcar. A razão principal pela qual se observou tamanho aumento é apontada pelo processo de desburocratização que o regime fiscal do abate sofreu no decorrer de 2006 (PLMJ, 2007; Valorcar 2008a).

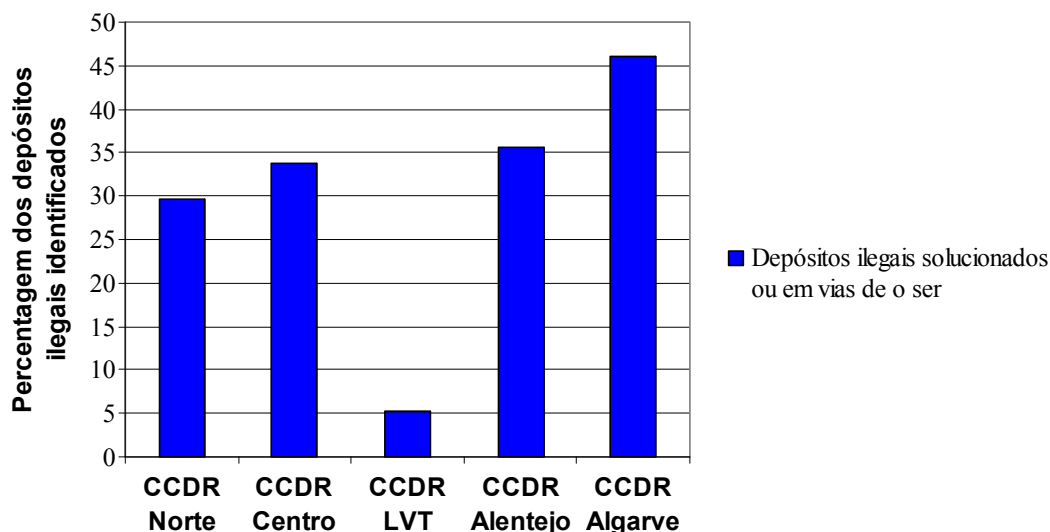
Por outro lado, os protocolos estabelecidos entre a Valorcar, as CCDR e as autarquias constituem outra forma de combate ao problema dos veículos abandonados e sucateiros ilegais. Para este último caso, o protocolo assinado entre a Valorcar e as CCDR visa a identificação e erradicação de parques de sucata ilegal que estejam a actuar nas suas áreas de acção. O gráfico da figura 6.8 ilustra o número de instalações ilegais que foram identificadas e o modo como as entidades têm actuado nas várias regiões do país.





**Fig. 6.8 – Ação de erradicação de depósitos ilegais de VFV em Portugal (Fonte: SEA, 2008)**

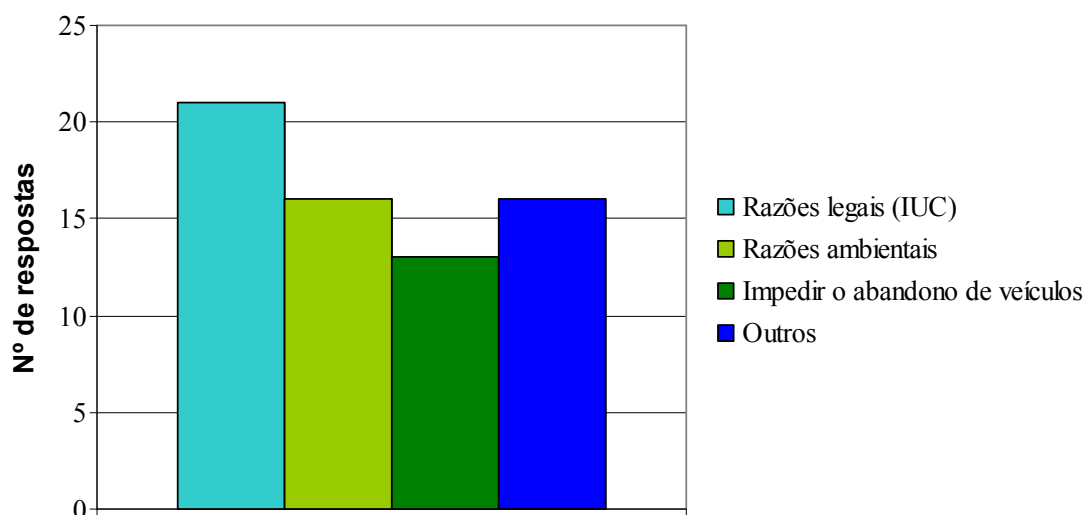
No plano geral, 144 depósitos ilegais foram encerrados ou estão em processo de solução desde o início do acordo, cerca de 21% das instalações que inicialmente foram identificadas como ilegais. Segundo a SEA (2008), no âmbito do protocolo foram encerrados até Julho de 2008 54 sucateiros, estando em processo de licenciamento ou remoção outros 90. A região da CCDR Centro foi a que registou um maior número de casos solucionados ou em vias de o ser, 61, seguida da CCDR Norte com 36, CCDR Alentejo com 25, CCDR Lisboa e Vale do Tejo (LVT) com 16 e CCDR Algarve com 6. Em termos relativos, a região que possui o pior desempenho é a de Lisboa e Vale Tejo, com cerca de 5% do problema em vias de ser resolvido, enquanto que a melhor é o Algarve, com aproximadamente 46%. As restantes áreas apresentam desempenhos que se encontram entre os 30 e os 36%. A figura seguinte demonstra a percentagem por região de situações ilegais que ou estão resolvidas ou encontram-se em vias de o estar.



**Fig. 6.9 – Resolução do problema dos depósitos ilegais por região de Portugal**

A reforma do sistema fiscal do sector automóvel e consequente criação do IUC veio constituir um novo mecanismo para o combate ao abandono e deposição ilegal dos VFV. Com o novo IUC o último proprietário passa a ser obrigado a pagar o imposto até que dê baixa do seu veículo. Como anteriormente foi referido, existem apenas duas situações em que o registo do veículo pode ser cancelado, para exportação e para destruição. Assim, para que o último proprietário deixe de pagar o IUC, ele terá que cancelar o registo do seu veículo, sendo que no caso em que o veículo esteja destinado para abate, ele terá que imprescindivelmente ter na sua posse o certificado de destruição emitido pelos centros de desmantelamento autorizados. Com este instrumento, as possibilidades de abandono do VFV ou sua deposição em sucateiros ilegais passam a ser mais remotas, visto que, se o último proprietário o fizer continua encarregue de ter que pagar o imposto.

Com o objectivo de perceber a eficácia do novo IUC no sector do final de vida dos veículos, realizou-se uma sondagem telefónica à população do distrito de Lisboa possuidora de veículo. Das 52 amostras recolhidas, 50 indivíduos responderam que sentir-se-iam incentivados a entregar os seus veículos nos centros da rede Valorcar, enquanto que 2 responderam que não. O gráfico da figura 6.10 apresenta os principais motivos evocados pelas pessoas que se sentem incentivadas a entregar o seu veículo nas entidades competentes.



**Fig. 6.10 – Principais motivos evocados para entregar os VFV nos centros Valorcar<sup>24</sup>**

Ao observar-se o gráfico, verifica-se que a principal razão que levou os inquiridos a estarem motivados a participar no sistema de gestão de VFV foi de ordem legal. Esta razão está directa ou indirectamente ligada ao IUC, representando 42% do total de indivíduos que afirmam sentir-se incentivados a entregar o seu VFV nos centros da rede Valorcar.

<sup>24</sup> Refira-se que existiram indivíduos que apresentaram mais do que um motivo.



## 7. Análise Comparativa: Portugal e os Casos Estudo Internacionais

Na secção 4.2 é apresentado um conjunto de critérios essenciais à implementação de um sistema baseado na Responsabilidade Alargada do Produtor. Nela é feita a contextualização sobre o modo como se deve agir, sobre a forma como se deve aplicar as políticas que derivam directamente do princípio da EPR. Um dos factores mencionados é a importância que a avaliação tem não só na percepção da *performance* que determinado sistema possui, mas também na sua capacidade de permitir a correcção de possíveis erros. No presente capítulo irá ser feita uma análise sobre o modo como os sistemas de VFV escolhidos estão implementados e a sua potencial capacidade de solucionar o problema da gestão do final de vida dos veículos. Neste capítulo, os sistemas serão analisados de acordo com a metodologia do tipo qualitativo explicada na secção 7.1. Os sistemas serão confrontados entre si, procurando-se evidenciar os seus pontos fortes bem como as suas fraquezas.

### 7.1. Vertentes do Estudo

A análise efectuada tem como ponto de partida os critérios estipulados pela OCDE nos seus estudos sobre o princípio da EPR e suas aplicações. Em termos genéricos, Galeano (1999), OCDE (2001) e Smith (2005) seleccionaram como factores-chave para a avaliação de programas baseados no princípio da EPR os seguintes critérios:

- **Eficácia Ambiental:** este critério avalia os efeitos que o programa tem no ambiente. Quanto maior for o nível de *performance* na recolha e tratamento de resíduos; a capacidade de reduzir a quantidade de resíduos enviados para destino final e a adaptação do design dos novos produtos ao ambiente, maior será a eficácia ambiental do sistema.
- **Eficiência Económica:** a eficiência económica refere-se à capacidade de um sistema atingir determinados objectivos/metast ambientais e ao mesmo tempo ser capaz de minimizar os custos que decorrem do seu funcionamento.
- **Estímulo à Inovação:** em condições ideais, o sentido e a velocidade da evolução da indústria são influenciadas pelas políticas ambientais implementadas. Diferentes políticas dão origem a diferentes tipos de inovação por parte dos principais actores do sistema. Este critério pretende assim avaliar a capacidade de incentivo que determinado programa tem.

- **Aceitação Política:** o nível de aceitação social deve ser tido em conta no processo de avaliação do sistema. Factores como o grau de participação do público no desenvolvimento e implementação do sistema, ou a transparência das operações executadas são vertentes que devem fazer parte deste critério.
- **Administração e Custos de Cumprimento:** o referido critério diz respeito aos custos que as entidades públicas e privadas têm na aplicação e cumprimento do conteúdo do programa.

Uma das condicionantes que influenciou a constituição dos aspectos a ter em conta na análise foi a falta de dados disponíveis relativamente às *performances* dos sistemas. As vertentes relacionadas principalmente com dados quantitativos foram em geral excluídas do estudo. O esquema de análise foi assim desenhado, tentando por um lado reflectir os aspectos mencionados pela OCDE e por outro adaptando a avaliação e o confronto dos vários sistemas de gestão de VFV à disponibilidade de dados.

O estudo efectuado é essencialmente de carácter qualitativo, referindo-se num cômputo geral à estrutura e forma como os sistemas estão implementados. A divisão da análise procurou tornar o processo o mais simples e claro possível. Em todo o exercício, o modo como o produtor cumpre com as suas responsabilidades é mantido em foque. Aspectos como a responsabilidade física, financeira e informativa, ou a forma como o sistema está organizado (responsabilidade individual *versus* responsabilidade colectiva) são tidos em conta durante todo o processo. Neste contexto, a análise e comparação dos sistemas de VFV na Europa (Alemanha, Holanda, Suécia e Portugal), Estados Unidos e Japão é executada através dos seguintes aspectos:

- **Esquema Institucional:** neste tópico é discutido o tipo e a organização dos sistemas. O modo como está estruturado, a sua natureza e forma como foi implementado influenciam o desempenho do programa. A actuação das autoridades é também uma vertente abordada neste ponto.

Questões relacionadas com o facto do sistema funcionar por intermédio de estruturas individuais ou colectivas são tidas em conta. Conforme foi observado anteriormente, um sistema de carácter individual tem características distintas dos de carácter colectivo. A eficácia ambiental, eficiência económica, inovação e o cumprimento do sistema são influenciados por este factor.

A voluntariedade ou a obrigatoriedade do programa é outra vertente abordada neste tópico. O nível de adesão, a existência de *free-riders* e a capacidade de estimular a inovação pode ser determinada pelo facto do sistema ser de natureza voluntária ou obrigatória.

Por outro lado, a flexibilidade e a aptidão que o programa tem em estimular a competição entre os agentes é também analisada. Para além do sistema financeiro (analisado noutro tópico), o programa deverá permitir que o produtor possa escolher a opção que se adapte melhor às suas características e assim estimular a eficiência económica do sistema. Neste campo, o facto do produtor poder aderir a uma estrutura colectiva ou constituir o seu próprio esquema de gestão de VFV é importante. O produtor deve ter as mesmas oportunidades de uma organização colectiva relativamente à possibilidade de construir e gerir o seu próprio sistema.

• **Particularidades das Políticas Implementadas:** o referido ponto divide-se nos temas Política de Registo de Veículos, Esquema Depósito-reembolso Sueco e Metas e Substâncias Afectas. Nestes são discutidas a forma como a existência de políticas específicas ou as diferenças no modo de encarar os VFV pode influenciar as *performances* dos sistemas nas várias regiões estudadas. O estabelecimento de metas para a reciclagem e reutilização ou proibir a utilização de determinadas substâncias na construção de veículos são exemplo de tipos de medidas que podem alterar as condutas dos agentes. O modo como os veículos são registados ou a forma como as suas matrículas são canceladas pode ser crucial no grau de *performance* associado à recolha de VFV. Assim, esta vertente pretende analisar não só o impacte que algumas medidas/políticas específicas possuem no universo de cada região, mas também como as diferentes abordagens aos VFV podem influenciar as características e comportamentos que cada programa analisado possui.

• **Sistema de Financiamento:** na vertente sistema financeiro pretende-se analisar a forma como o sistema é financiado e quais as consequências que este aspecto tem na participação e comportamento dos vários agentes. Conforme se observou anteriormente o modo como o financiamento funciona pode influenciar o estímulo que o produtor tem em alterar as características do seu produto, adaptando-o neste caso ao processo de final de vida. Pelo facto do sistema financeiro afectar a inovação e o eco-design, a eficácia ambiental e eficiência económica podem

também ser influenciadas por este factor. A forma como o consumidor participa no programa é outro aspecto que por exemplo pode ser influenciado pelo modo como o financiamento é feito. Existem casos em que o proprietário evita entregar o seu produto para não pagar a quantia destinada ao suporte financeiro das operações executadas no final de vida do bem.

- **Monitorização e Sistema de Informação:** a monitorização e o sistema que gere a informação são igualmente analisados no exercício da secção seguinte. O processo de monitorização é importante não só para o cumprimento das directrizes delineadas pelo programa, mas também para a recolha de dados acerca da *performance* associada aos vários níveis do sistema de gestão de VFV. Além disso, a forma como a informação é difundida afecta o grau de conhecimento que os agentes têm sobre as características e opções de manuseamento do produto. A monitorização e sistema de informação são essenciais para se detectar e corrigir falhas dentro do sistema. Assim, neste tópico é analisado o modo como cada sistema faz a monitorização e troca de informação, sendo discutido as consequências que estes factores têm no seu desempenho.

## ***7.2. Análise e Comparação dos Sistemas***

### ***7.2.1. Esquema Institucional***

No cômputo geral, as estruturas dos sistemas acompanham as operações que são processadas ao longo da cadeia de manuseamento dos VFV. Todos os sistemas analisados são compostos por dismanteladores, fragmentadores e recicladores, segundo a ordem de operações que são realizadas. Nestas estruturas, os operadores necessitam de estar licenciados e/ou registados para executarem as suas funções.

De todos os casos estudados, o único programa que não possui nenhuma legislação específica que regule a gestão dos VFV é o sistema norte-americano. De facto, o que se observou é que, para além dos regulamentos a nível federal e estatal que são transversais ao funcionamento de toda a indústria, bem como do caso específico da Califórnia, onde os resíduos de fragmentação são classificados de perigosos (aumentando assim o preço da sua deposição em aterro), o sistema americano é marcado principalmente pelas forças de mercado. A única vertente que possui alguma organização é o tratamento dos equipamentos de VFV que têm na sua composição mercúrio. Neste caso existe uma estrutura voluntária implementada em 49 estados que



gere o manuseamento destes componentes específicos através de uma PRO, a ELVS. O único estado dos 50 que compõem os Estados Unidos da América que se encontra fora desta estrutura é o Maine. Nesta região, a regulação é mais exigente, obrigando os produtores a tratarem os equipamentos de mercúrio. O sistema de gestão de VFV norte-americano é assim caracterizado por ser fortemente desregulado, deixando sobretudo que as leis de mercado influenciem o comportamento dos vários agentes do programa. O seu quadro legislativo varia também conforme as realidades estatais. Existem estados em que a legislação, embora reduzida, é mais exigente que noutros.

Como consequência, o sistema de gestão de VFV nos Estados Unidos, por si só exerce pouca influência no estímulo dos produtores às práticas de inovação e eco-design. Pelo facto dos produtores não serem responsáveis pela gestão do final de vida dos seus produtos, o sistema americano não beneficia o veículo que melhor se adapte ao processo de final de vida. Assim, o produtor apenas preocupa-se em desenvolver outras vertentes do veículo em vez de apostar em torná-lo mais valorizável. Em relação às actividades que os operadores do sistema desempenham, estas são sobretudo ditadas por motivos económicos. Apenas em certos casos específicos, as razões ambientais são tidas em conta. Existem casos em que a qualidade do tratamento efectuado não é a mais apropriada. Os sucateiros representam um verdadeiro problema para o ambiente. As suas actividades são normalmente desenvolvidas com poucos recursos e baixa tecnologia, apresentando em geral impactes no ambiente consideráveis.

Por outro lado, no que diz respeito aos outros sistemas abordados no estudo, tanto os programas europeus como o japonês possuem leis específicas que regulam a actividade na cadeia de processamento dos VFV. Na Europa, a Directiva 2000/53/CE estabelece as linhas gerais de como os vários países-membros devem implementar os seus sistemas, enquanto que o quadro legal no Japão é estabelecido pela *ELV Recycling Law*. No universo europeu, a Alemanha, Suécia, Holanda e Portugal transpuseram a legislação comunitária através das leis *AltfahrzeugG* e *AltfahrzeugV*, no caso alemão, na emenda à portaria SFS: 1997:788, no caso sueco e na criação do Decreto-Lei *Besluit beheer autowrakken* e dos Decretos-Lei 196/2003 e 64/2008, para a Holanda e Portugal, respectivamente. Na Europa, os veículos que foram objecto desta legislação são os da classe M1 (destinados ao transporte de passageiros com um máximo de 8 lugares sentados, além do lugar do condutor), N1 (destinados ao transporte de mercadorias de massa máxima não superior a 3500 kilogramas) e os de 3 rodas definidos na Directiva

92/61/CEE. Em contra-partida, a moldura legislativa no Japão é mais abrangente, incluindo todos os VFV de 4 rodas. Note-se ainda que o Japão possui um programa voluntário para os veículos do tipo motociclo.

Os sistemas de gestão do final de vida de veículos em vigor na Europa e no Japão são de carácter obrigatório (exceptuando o caso particular dos motociclos no Japão). Inicialmente, verificou-se que na maioria dos casos (Portugal, Holanda, Alemanha e Japão), a natureza dos sistemas implementados era do tipo voluntário. No entanto, progressivamente, os programas foram mudando o seu carácter vinculativo, passando na totalidade a serem obrigatórios. Uma das explicações que pode ser apontada é referida na secção 4.7 do presente documento e consiste no facto das autoridades pretenderem reduzir o número de *free-riders* e aumentar a participação e o empenho de todos os actores no sistema, em especial os produtores. Na realidade, um sistema de carácter voluntário permite mais facilmente a existência de, por um lado, produtores que beneficiam dos serviços que o programa proporciona mesmo não participando nele e por outro produtores que embora participando possuem um grau de empenho inferior ao esperado.

Em todos os programas existem organizações colectivas (na maioria dos casos PRO) que auxiliam ou participam activamente na gestão dos VFV. Mesmo nos Estados Unidos, onde a gestão é principalmente influenciada por factores económicos, existe uma PRO, a ELVS, responsável por administrar o programa voluntário que gere os equipamentos contendo mercúrio. Nos restantes sistemas, a existência e as características de organizações colectivas variam conforme as particularidades dos vários programas. Como pontos comuns, estas instituições são importantes na coordenação dos sistemas. Elas participam na monitorização e controlo das actividades, sendo uma plataforma de troca de informação entre os vários actores. Na Europa, o modo de actuação destas organizações colectivas pode-se dividir em duas formas distintas: os sistemas de gestão em Portugal e Holanda e os sistemas em vigor na Suécia e Alemanha.

No primeiro grupo, a Valorcar e a ARN administram todo o processo de gestão de VFV. Apesar de ambos países permitirem a constituição de sistemas individuais, nenhum produtor decidiu criar a sua própria estrutura, estando no geral todos representados por estas duas entidades. A gestão de VFV é assim feita de modo

colectivo por estruturas instituídas pela Valorcar e ARN. Do ponto de vista dos custos administrativos, este tipo de sistemas têm muito menos custos relacionados com a implementação e gestão de toda a estrutura. Os produtos históricos e órfãos são geridos em conjunto, não representando problemas significativos.

Em termos específicos, em Portugal, a Valorcar constituiu uma rede de centros de recepção e desmantelamento. Neste esquema, o desmantelador que atingir a melhor *performance* anual é premiado. Por possuir fragmentadores que satisfizeram os requisitos para entrar na rede de desmanteladores desta entidade, a rede Valorcar possui operadores que desempenham os dois tipos de actividades. No caso holandês, a ARN construiu uma rede de operadores de recolha e transporte, desmanteladores e recicladores. Estes últimos operadores são seleccionados a partir de um concurso anual, permitindo a ARN escolher o conjunto que ofereça as melhores condições e incentivando os recicladores a constantemente melhorarem as suas práticas. O esquema gerido pela ARN premeia o desempenho dos agentes que possuem contrato com a entidade.

Em ambas as estruturas, a Valorcar e ARN desenvolvem investigações com o objectivo de aumentar a *performance* do sistema. As entidades participam na monitorização do programa, armazenando e disponibilizando um conjunto de informações sobre a gestão de VFV. Neste sentido, a Valorcar e ARN são importantes veículos de comunicação entre os actores do sistema, estando numa posição privilegiada para informar os agentes envolvidos no processo de gestão de VFV. Com sentido de facilitar o seu tratamento e valorização, os produtores poderão aceder a informações que contribuam para a alteração ao design do veículo; enquanto que os operadores de final de vida terão mais informações sobre a forma como as suas actividades podem adaptar-se às características específicas de cada marca e modelo.

Por outro lado, para pertencerem à rede, os operadores necessitam de satisfazer os requisitos impostos pelas duas entidades. Este aspecto permite garantir o nível mínimo de exigência quanto às operações realizadas dentro dos dois esquemas. A generalidade dos operadores também tenderá a melhorar as suas *performances* no sentido de satisfazer os requisitos das redes. A Valorcar e a ARN ainda desempenham um papel importante para garantir o cumprimento das responsabilidades dos agentes da cadeia e assegurar a eficácia ambiental do sistema.

Os sistemas português e holandês, por serem geridos apenas por uma entidade, podem apresentar problemas relacionados com situações de monopólio e competitividade do sector. O facto da Valorcar e ARN já possuírem os seus sistemas implementados e devido a estes serem os únicos a vigorar nos seus países, torna difícil aos produtores constituírem a sua própria alternativa. A falta de competição pode criar uma conjuntura em que a opção mais eficiente para o produtor não está disponível. Esta realidade poderá ser ainda mais grave se o modo de financiamento dos esquemas não fomentar a competição. Caso este factor não for tido em conta, a capacidade dos programas em estimular a inovação e a adopção de práticas de eco-design por parte dos produtores pode ficar comprometida.

Em relação ao segundo grupo de sistemas europeus, nos casos sueco e alemão, as PRO têm um papel mais secundarizado, não participando directamente na gestão de VFV. Ambos países possuem apenas uma PRO, a ARGE-Altauto na Alemanha e a BIL Sweden na Suécia, organizações que desempenham nos dois casos funções de recolha e armazenamento de informação. Estas PRO constituem uma plataforma de troca de conhecimento entre os vários actores da cadeia de gestão de VFV. No caso sueco, a BIL Sweden participa oficialmente no processo de monitorização. Para além de efectuar, por sua própria iniciativa, acções de fiscalização e acompanhamento das actividades dos agentes do sistema, a BIL Sweden é responsável por reportar à EPA Sueca a informação relativa ao cumprimento das responsabilidades por parte dos produtores. A BIL Sweden participa ainda em acções de investigação que visam melhorar a *performance* das operações desempenhadas ao longo da cadeia de gestão deste tipo de resíduos.

No que se refere à realidade alemã, a ARGE-Altauto realiza acções de monitorização e sensibilização no sentido de auxiliar a implementação do programa que gere os VFV. Os problemas do manuseamento ilegal e da exportação de VFV são normalmente postos em evidência por parte desta organização. A ARGE-Altauto possui também uma rede de desmanteladores que actua a nível nacional.

Em termos gerais, na Suécia e Alemanha, embora a participação das PRO não seja tão activa como as de Portugal e Holanda, as suas funções são relevantes para a implementação e bom funcionamento dos programas. As acções praticadas na componente monitorização permitem detectar com maior eficácia possíveis situações de irregularidades. A ARGE-Altauto e a BIL Sweden constituem importantes plataformas

de troca de informação entre os actores envolvidos na fase final do ciclo de vida dos veículos. Estas organizações permitem por isso que os actores a montante e a jusante do ciclo de vida possam mais facilmente trocar informações no sentido de melhorar a *performance* das suas actividades.

Por outro lado, no que diz respeito à forma como os produtores cumprem com as suas responsabilidades a nível individual, verifica-se que na Suécia a generalidade dos produtores optou por aderir à estrutura administrada pela empresa privada Stena Recycling. A forma como os agentes estão organizados é em certa medida semelhante à observada na Holanda e Portugal, onde apenas uma entidade é encarregue de assegurar o cumprimento por parte dos produtores das obrigações relacionadas com o tratamento e a valorização deste tipo de resíduos. Do ponto de vista estrutural, a única diferença existente entre a realidade sueca e as portuguesa e holandesa traduz-se no facto da entidade gestora da rede de processamento ser uma empresa privada com fins lucrativos. Em Portugal e Holanda, a Valorcar e ARN são entidades sem fins lucrativos controladas pelos representantes dos vários agentes que compõem a cadeia de manuseamento de VFV. Assim na Suécia, devido à gestão de VFV estar a cargo de apenas uma entidade, existirá condições para a redução dos custos administrativos de toda a estrutura. À semelhança de Portugal e Holanda, este contexto também poderá favorecer a falta de competitividade e a monopolização do sector.

Na Alemanha, ao contrário do que se verifica nos restantes países europeus, os produtores contratam os seus próprios dismanteladores, constituindo as suas redes de gestão de VFV. Conforme foi verificado anteriormente, as soluções individuais têm a capacidade de estimular a inovação e o eco-design. Em teoria, devido aos produtores terem que lidar individualmente com os custos da gestão dos seus bens, estes tenderão a desenhar os produtos de forma a serem mais fáceis de valorizar. Quanto mais acessível for o processo de valorização e tratamento do produto, menor serão os custos relacionados com o final de vida do veículo e maior será o incentivo ao produtor para adoptar práticas que facilitem as operações executadas no sistema.

A competição é outro factor que beneficia com a existência de esquemas individuais. Na estrutura alemã existe pouca propensão para a ocorrência de situações de monopólio. Como a maioria dos produtores constituiu os seus sistemas de gestão de VFV, o facto de se conseguir valorizar os veículos com um menor dispêndio de recursos faz com que

a empresa detentora do sistema seja mais competitiva em relação a outros esquemas que tenham menor grau de desempenho. A eficiência económica é mais fácil de se atingir, pois os produtores têm a flexibilidade de escolherem as opções que se adaptam melhor às suas necessidades. Além deste facto, os operadores também competirão entre si no sentido de proporcionar as melhores condições de valorização aos produtores. Em termos estruturais, a existência de competição e a organização do programa em esquemas individuais promove o eco-design e novas formas de fabrico que se adaptem melhor aos processos de fim de vida.

Como todos os programas baseados na responsabilidade individual, o programa alemão tendencialmente possui maiores custos administrativos que os restantes programas europeus. A duplicação de redes levará a aumento de custos. Comparado com sistemas de carácter colectivo, o transporte e transacção entre agentes terá a tendência para aumentar. Em relação aos produtos órfãos, o programa alemão possui maior risco de, caso o produtor entre em falência, o manuseamento dos seus VFV fique comprometido.

Do ponto de vista organizacional, na Alemanha existem ainda dois tipos de agentes importantes para o funcionamento das componentes informação e monitorização. Os certificadores independentes são entidades que certificam os operadores do sistema, enquanto que a GESA armazena e disponibiliza informação sobre a gestão de VFV. Pelo facto destas entidades estarem especialmente vocacionadas para a monitorização e gestão de informação, na secção 7.2.4 discutir-se-á com maior profundidade as implicações que a GESA e os certificadores independentes possuem.

No que se refere ao sistema que vigora no Japão, existem três PRO que participam activamente na gestão de VFV. Neste país, os produtores são responsáveis pela recolha e tratamento dos CFCs, airbags e resíduos de fragmentação, componentes considerados pelas autoridades como sendo os que dificultam a valorização dos VFV. A JARP é a PRO responsável pela coordenação e o estabelecimento de uma rede capaz de fazer o devido tratamento dos dois primeiros elementos. No Japão, ela é a única entidade que tem a competência para gerir estes componentes, participando igualmente na investigação para otimizar a *performance* do sistema. Os CFCs e airbags são assim geridos num esquema similar aos sistemas português e holandês, podendo levar às situações anteriormente descritas nestes programas.

O tratamento dos resíduos de fragmentação é, por seu lado, executado por dois grupos concorrentes. As PRO ART e TH Team possuem estratégias distintas para aumentar a *performance* dos sistemas que gerem, competindo entre si no processamento deste tipo de resíduos. A concorrência verificada permite estimular a constante melhoria dos sistemas, pois quanto mais eficaz e eficiente for o manuseamento, maior será a vantagem competitiva que o grupo de produtores terá sobre o outro. No estímulo à inovação, esta configuração promove principalmente inovações na forma como os resíduos de fragmentação são recolhidos e tratados. O eco-design e as inovações no processo produtivo são afectadas sobretudo pelo modo como o financiamento é feito<sup>25</sup>.

O Japão possui também uma entidade que, a par das autoridades, desempenha o papel de coordenação e implementação da estrutura que gere os VFV. Esta instituição sem fins lucrativos é composta pelos vários intervenientes da cadeia de gestão deste tipo de resíduos. A JARC participa em acções de monitorização e sensibilização, investindo ainda na pesquisa de novos métodos capazes de aumentar a *performance* do sistema. No capítulo financeiro, esta entidade é responsável por gerir o Fundo de Reciclagem de VFV. A JARC recolhe as taxas pagas pelos produtores, distribuindo as verbas que cobrem as despesas associadas às actividades dos vários agentes da cadeia. Por ser uma entidade independente vocacionada exclusivamente para gerir todo o processo de final de vida dos veículos, a sua existência é vantajosa na coordenação e controlo do sector. A monitorização executada por esta instituição permite não só distribuir os fundos de acordo com as despesas reais, mas também identificar situações de possível incumprimento. Além disso, a JARC desempenha um papel relevante no tratamento e valorização de veículos abandonados, de veículos aos quais não existe qualquer responsável ou de veículos afectos a pequenos produtores. Nestas situações, a JARC disponibiliza verbas para o suporte das operações envolvidas na gestão destes VFV.

Em relação às autoridades, estas entidades no geral têm o papel de monitorização e controlo das actividades do sistema. As suas actividades estão igualmente ligadas a actos administrativos e à criação de novos regulamentos capazes de melhorar o sistema. Todos os operadores têm que ser licenciados pelas autoridades. Os actos de registo e cancelamento de registo dos veículos estão a cargo destas entidades. Na Europa, os certificados de destruição, indispensáveis para o cancelamento da matrícula e abate da

---

<sup>25</sup> Analisado no tópico Sistema de Financiamento.

viatura, são emitidos pelas autoridades. Em alguns esquemas estes organismos estão envolvidos nos aspectos relacionados com o financiamento do sistema. Na Holanda e Japão, as autoridades participam na determinação das taxas cobradas aos proprietários que são utilizadas para o financiamento da gestão de VFV. O antigo sistema sueco de depósito-reembolso era identicamente gerido pelo governo.

As autoridades estão geralmente envolvidas na gestão dos veículos abandonados, encaminhando estas viaturas para os operadores do sistema. As entidades governamentais japonesas são ainda responsáveis por apoiar a gestão de VFV nas ilhas secundárias. Do ponto de vista da monitorização, as autoridades são normalmente responsáveis por conduzir acções de fiscalização aos operadores do sistema. A identificação bem como a correcção de ilegalidades e comportamentos impróprios são funções geralmente desempenhadas por estas instâncias. Na maioria dos países que possuem a gestão de VFV regularizada, elas recebem relatórios sobre as actividades dos vários agentes, auxiliando na coordenação e implementação dos sistemas.

### ***7.2.2. Particularidades das Políticas Implementadas***

#### ***Política de Registo de Veículos***

Um factor que pode ser importante na recolha de VFV é a política relacionada com o cancelamento do registo de veículos. O modo como o sistema encara o processo de entrega do VFV por parte do último proprietário e a forma como o registo é anulado podem ser determinantes no bom funcionamento do programa. A registação das viaturas tem como um dos principais objectivos o controlo do fluxo de veículos nos países em que a medida é alvo. O registo permite minimizar eventuais comportamentos que ponham em causa a eficácia do sistema, como o abandono, deposição e exportação ilegais. No entanto, sem existir um grande investimento na fiscalização (levando as autoridades a terem que despender elevados recursos), estes comportamentos não são reduzidos consideravelmente. São necessários outros instrumentos que complementem a política de registo de veículos.

Em geral, na Europa e Japão existem 3 tipos de cancelamento de registo: para abate, para exportação e temporário<sup>26</sup>. No que se refere ao cancelamento para exportação, este é efectuado quando o veículo é exportado, permitindo às autoridades controlar a

---

<sup>26</sup> Portugal possui apenas cancelamento para abate e para exportação.



quantidade de viaturas que são vendidas para fora do país. No Japão, caso o veículo seja exportado, o último proprietário tem a oportunidade de reaver a taxa de reciclagem que inicialmente foi dispendida na compra da viatura. O reembolso da taxa constitui claramente um incentivo para o proprietário exportar o seu veículo. Do ponto de vista do proprietário esta medida pode ser encarada como justa, pois se o veículo não é tratado dentro do Japão, o motivo pelo qual o imposto foi pago deixou de ser válido. No entanto, em termos ambientais, este facto potencia o envio de VFV para países cuja legislação seja menos exigente. Nestes países a pouca ou inexistente legislação sobre o processamento de VFV pode transformar a exportação destes produtos num problema com graves repercussões ambientais. No cômputo geral, a exportação de veículos usados deve ser alvo de atenção por parte das autoridades, para que o problema da gestão de VFV não seja transferido para regiões onde a exigência ambiental é menor.

No caso do cancelamento temporário, o registo é anulado por um certo período de tempo. O intervalo pelo qual a matrícula se encontra cancelada varia de país para país. Na Holanda, por exemplo, é permitido permanecer com o registo cancelado durante 3 meses, enquanto que no Japão não existe qualquer limite de tempo para que o veículo se encontre com o seu registo temporariamente cancelado. A anulação da matrícula por um dado período constitui uma fonte de problemas em quase todos os países que têm este tipo de cancelamento implementado. Na Suécia e Alemanha, caso se ultrapasse o prazo máximo de renovação da matrícula, os registos dos veículos são cancelados de forma permanente. Por outro lado, como no Japão não existe limite de tempo para os registos serem renovados, o cancelamento temporário pode-se transformar em permanente. Na prática, por não haver nenhum requisito para a renovação do registo, é permitido que os veículos tenham as suas matrículas temporariamente canceladas por período indeterminado. Assim, na Suécia, Japão e Alemanha, existem condições favoráveis para a ocorrência de deposição e exportação ilegais. É possível cancelar a matrícula de forma temporária e de seguida depositar ou exportar ilegalmente a viatura sem que as autoridades tomem o devido conhecimento. O proprietário pode, por isso, desfazer-se do seu veículo de modo ilegítimo sem que seja penalizado por tal.

O único país onde o cancelamento temporário não possibilita a ocorrência de situações que comprometam a recolha de VFV é a Holanda. Aqui, se a matrícula for cancelada de forma temporária, após 3 meses sem registo, o imposto automóvel é activado automaticamente. O proprietário é desincentivado a adoptar práticas ilícitas,

pois seria improvável que estivesse disponível a pagar todos os anos um imposto sobre um bem que já não possui.

Em relação ao cancelamento para abate, como a própria designação indica, este tipo de anulação de registo verifica-se quando o proprietário deseja eliminar o seu veículo. Na Europa e Japão, o VFV tem de ser entregue pelos proprietários às entidades responsáveis pelo seu processamento, sendo este acto isento de quaisquer despesas para o dono do veículo. Todas as viaturas abatidas têm que ter o seu registo cancelado. Nos países europeus, para que a anulação da matrícula seja executada é necessário que os operadores autorizados tenham que emitir um documento intitulado por certificado de destruição. Só assim é que as autoridades tomam conhecimento do veículo se encontrar em processo de eliminação e apenas nestas condições é que o registo é cancelado. Com o cancelamento da matrícula, o proprietário deixa de estar obrigado a ter de pagar o imposto sobre o uso e posse da viatura.

As características evidenciadas no parágrafo anterior permitem aumentar a *performance* da gestão dos VFV, nomeadamente na fase da recolha. A dispensa de qualquer pagamento no acto de entrega por parte do proprietário, diminui o aparecimento de situações perversas, onde, a fim de evitar o imposto, o dono do veículo opta por depositá-lo ou exportá-lo de forma ilegal. Na Europa, a existência do certificado de destruição e o facto de se ter de confirmar o abate do veículo para que o proprietário fique livre de pagar o imposto sobre a sua viatura são também medidas que ajudam a melhorar a componente da recolha de VFV. O certificado de destruição permite um maior controlo das autoridades sobre os veículos que entram no sistema. Por outro lado, pelas mesmas razões verificadas com o cancelamento temporário na Holanda, o facto do proprietário permanecer a pagar o imposto sobre a viatura incentiva-o a participar no esquema legal de gestão de VFV.

No Japão, a realidade resume-se apenas à isenção por parte do proprietário de qualquer tipo de pagamento no acto de entrega do seu VFV. Assim, ao contrário da Europa onde, sob pena de continuar a pagar o imposto, os últimos proprietários são nitidamente estimulados a entregar as suas viaturas às entidades competentes, no Japão existem poucos incentivos para que estes actores participem legalmente na gestão de VFV. Embora a entrega seja obrigatória e isenta de quaisquer custos, a participação por parte dos proprietários no sistema de gestão de VFV não está assegurada. Um dos

principais motivos para a ocorrência deste facto é a recuperação da taxa de reciclagem quando o veículo é exportado.

Por fim, os Estados Unidos apresentam duas formas de cancelamento de registo: para abate e exportação. Estas duas figuras são semelhantes às verificadas na Europa e Japão, no entanto o processo de entrega do veículo é caracterizado por ser menos exigente. O proprietário não possui a obrigação de depositar o VFV nas entidades competentes. No geral, a prática de abandono não é punida por lei. Só nos casos em que o valor de mercado é positivo, é que existem incentivos ao proprietário para entregar o seu VFV nos operadores autorizados a manuseá-lo. Mesmo assim, por não haver penalizações evidentes na prática de acções ilícitas, poderá ser mais vantajoso participar em esquemas paralelos.

Nos Estados Unidos, o sistema de registo de veículos encontra-se descoordenado a nível nacional. As incompatibilidades existentes nos quadros legais dos vários estados tornam a anulação do registo um processo desorganizado e descontrolado. Uma viatura pode ser considerada num estado como VFV e noutro ser vendida como se fosse um veículo normal. No processo de transferência de estado para estado é frequente o veículo perder a classificação de VFV. Na mesma linha do que acontece no abate de veículos, verifica-se que no cancelamento para exportação, os veículos são exportados sem que as autoridades estejam ocorrentes do sucedido. Em muitos casos, os veículos exportados desaparecem do registo estatal sem deixar qualquer rasto. A falta de controlo e carência de incentivos por parte dos proprietários é assim um problema que afecta a eficácia do sistema norte-americano, comprometendo seriamente a recolha de VFV.

#### *Esquema depósito-reembolso Sueco*

Na Suécia, em 1975, criou-se um sistema de depósito-reembolso com o objectivo de incentivar a entrega dos VFV às entidades responsáveis pelo seu processamento. Durante os anos seguintes, o sistema teve efeitos positivos, aumentando a participação dos últimos proprietários e, consequentemente, melhorando a eficácia e eficiência da recolha deste tipo de resíduos.

Apesar do sucesso verificado, o sistema de depósito-reembolso foi cancelado 32 anos depois da sua fundação, a 1 de Junho de 2007. O motivo pelo qual as autoridades optaram pela sua anulação foi justificado pelo facto deste esquema ser economicamente

ineficiente. No presente, quando os registos dos veículos são cancelados o proprietário deixa de pagar os impostos aplicados ao uso e posse da sua viatura. Caso o veículo seja alvo de operações ilegais, o pagamento de tais impostos continua a ser exigido ao antigo proprietário, mesmo que este já não o possua. Como desde 2007, a entrega de VFV ficou isenta de qualquer tipo de pagamento e sob pena de ter que pagar um imposto por um bem que já não possuía, o dono do veículo é estimulado a participar legalmente no sistema de gestão deste tipo de resíduos.

Assim, o sistema de depósito-reembolso, tal como estava a funcionar à data da sua extinção, não trazia qualquer mais valia ao processo de recolha. É desnecessário manter uma estrutura destinada a incentivar a entrega de VFV quando existe um estímulo que é tão ou mais eficaz e consome menos recursos.

Em termos teóricos, a anulação do sistema depósito-reembolso é uma decisão perfeitamente justificada. Contudo, o sistema de registos e cancelamento de registos tem que funcionar adequadamente para possuir o mesmo efeito que este sistema. Como se verificou anteriormente, na Suécia, o cancelamento temporário permite a não penalização das condutas de deposição e exportação ilegais. A recolha de VFV pode ser afectada por este factor. Além disso, segundo Zetterling (2008) e Transport Styrelsen (2009), o número de certificados de destruição tem diminuído drasticamente desde que o sistema de depósito-reembolso foi anulado. Em 2006, o número de certificados emitidos foi aproximadamente 285 mil, diminuindo para 230 mil em 2007 e 150 mil em 2008. Uma das explicações que pode ser apontada como causa para este decréscimo é a falta de incentivo que o último proprietário tem para entregar o seu VFV às entidades autorizadas. Situações como o cancelamento temporário, a exportação e a inexistência do sistema depósito-reembolso podem ter contribuído para a redução acentuada do número de certificados de destruição.

#### *Metas e Substâncias afectas*

A fixação de metas constitui um estímulo à melhoria das actividades desempenhadas nos sistemas de gestão de VFV. Ela não só incentiva o aperfeiçoamento das operações desempenhadas a montante do ciclo de vida do produto, como também na fase final da sua vida. Conforme foi referido na secção 4.8, em programas EPR, o estabelecimento de metas elevadas obrigará os produtores a redesenhar os seus produtos de forma a

satisfazer os requisitos estipulados e assim evitar penalizações. A existência de metas fomentará a inovação das actividades ao longo do ciclo de vida do produto.

No que diz respeito aos sistemas de gestão de VFV, verifica-se que nos programas europeus e japoneses foram estabelecidos limites de desempenho. Devido à natureza desregulada do sistema norte-americano, neste país a gestão do final de vida dos veículos é feita sem qualquer tipo de metas. Nem o NVMSRP, que prevê recolher 90% dos dispositivos de mercúrio até 2017, possui qualquer requisito mínimo para a *performance* geral ou específica do programa.

Quanto à Europa, as metas encaram o veículo como um todo. Desde 2006 os sistemas europeus têm que reutilizar e reciclar 80% do VFV e reutilizar e valorizar 85% do mesmo. Até 2015 estes limites são aumentados para valores de 85% de reutilização e reciclagem e 95% de reutilização e valorização. O facto de se fazer distinção entre os valores de reutilização e reciclagem e os valores de reutilização e valorização permite priorizar as operações desenvolvidas na cadeia de gestão de VFV. A relação entre 80% do VFV ter que ser reutilizado e reciclado e os 5% destinados para a valorização energética a partir de 2006, assim como os 85% e os 10% respectivamente para depois de 2015, favorecem claramente as operações de reutilização e reciclagem em detrimento da valorização energética.

No Japão, pelo facto dos produtores serem apenas responsáveis pela gestão das substâncias e componentes que económica e tecnicamente são mais difíceis de manusear, as metas não tratam o veículo por inteiro, mas sim partes específicas do VFV. Assim, para os resíduos de fragmentação, a taxa de valorização terá que ser de 30%, 50% e 70% a partir dos anos de 2005, 2010 e 2015, respectivamente. Desde 2005 que os airbags têm que ter uma taxa de valorização de 85%, enquanto que os CFCs terão que ser destruídos. O tipo de valorização não é discriminado e por isso as operações de reutilização, reciclagem ou valorização energética são executadas sem que seja estabelecido qualquer critério que limite as suas utilizações. Neste sentido, no tratamento do VFV poder-se-á dar mais evidência à valorização energética em prejuízo das operações de reciclagem e reutilização.

Do ponto de vista da hierarquia relacionada com a gestão de resíduos, as metas traçadas pela União Europeia respeitam mais esta ordem que as japonesas. Ambos os

programas procuram evitar a geração de resíduos assim como a sua deposição em aterro. No entanto, os sistemas europeus privilegiam a reutilização e reciclagem, ao contrário do Japão que não faz qualquer tipo de distinção na forma como se deve valorizar o VFV.

Outra vertente que separa os programas europeus do japonês é a forma como se encara a valorização do VFV. Conforme se verificou anteriormente, a Europa encara o veículo como um todo, enquanto o Japão opta por actuar em substâncias ou componentes específicos. Em termos das metas aplicadas, na prática, até 2015 as duas regiões terão taxas de valorização equivalentes, ou seja, aproximadamente 95% do VFV será valorizado. Apesar deste facto, as divergências na abordagem ao modo como o veículo deve ser valorizado fazem com que na Europa e Japão existam diferentes estímulos ao comportamento dos vários actores da cadeia. Na prática, a Europa ao responsabilizar os produtores pelo final de vida de todo o veículo promove a realização de contratos com os operadores visando o manuseamento de todo o VFV. Neste caso específico, o processo de negociação geralmente tem em conta todos os benefícios e custos de processamento. Devido aos componentes e materiais do veículo, em grande parte, possuírem valor positivo no mercado, os custos das operações envolvendo resíduos de fragmentação e outros materiais de difícil valorização são absorvidos pelos benefícios provenientes do tratamento de todo o VFV.

A situação descrita no parágrafo anterior contrasta com a realidade japonesa. No Japão, os produtores são responsabilizados por gerir os resíduos de fragmentação, airbags e CFCs. Como a fracção do veículo que possui valor de mercado positivo é manuseada independentemente do programa de gestão de VFV, os contratos que os produtores celebram com os operadores da cadeia apenas se referem aos componentes e materiais que apresentam maior dificuldade em serem tratados. O fardo económico que os operadores de VFV suportam na Europa é no Japão transferido para os produtores. Assim, em relação à União Europeia, o sistema japonês confere mais incentivos aos produtores para apostarem no eco-design e design para o final de vida. No Japão, um produtor que possua veículos com potencial de valorização menor terá uma penalização maior que na Europa. Ele será mais sobrecarregado no suporte financeiro às actividades de fim de linha e terá mais incentivos a adaptar o seu produto às etapas de final de vida que os produtores europeus.

Em relação às substâncias proibidas, a União Europeia foi a única a restringir a utilização de certas substâncias na produção de veículos. Com a entrada em vigor da Directiva 2000/53/CE o mercúrio, o cádmio, o chumbo e o crómio hexavalente deixaram de ser usados no fabrico de viaturas. A proibição deste tipo de substâncias tem como consequências a melhoria evidente das condições ambientais de todos os programas europeus, pois o banimento destes materiais faz com que o fabrico de veículos não inclua na sua constituição substâncias perigosas. A inovação resulta igualmente da aplicação destas medidas, pois os fabricantes terão que adaptar os seus veículos às novas imposições.

Embora os sistemas europeus tenham sido os únicos a restringir a presença do mercúrio, cádmio, chumbo e crómio hexavalente, no Japão e Estados Unidos verificou-se que a indústria automóvel adoptou práticas para reduzir ou até mesmo eliminar a utilização destes componentes no fabrico de novos veículos. No Japão, a JAMA criou um programa voluntário para proibir a utilização do mercúrio, cádmio e crómio hexavalente e reduzir o uso de chumbo para 1/10 dos níveis observados em 1996. Em ambos países a indústria aderiu consideravelmente e excluiu estas substâncias da composição dos novos veículos. A principal explicação para este facto é a influência que a legislação da União Europeia teve no panorama internacional. Os autores Zoboli *et al.* (2000), Fava *et al.* (2003), Ogushi e Kandlikar (2005) e Togawa (2008), referem a importância das Directivas 2000/53/CE e 2002/95/CE na alteração das condutas dos produtores. As empresas de veículos, na maior parte dos casos, optaram por constituir uma única plataforma de produção, adoptando os requisitos da região mais exigente. Verificou-se assim que, em geral, existiu uma melhoria no comportamento ambiental da indústria produtora de veículos, que passou a não utilizar as 4 substâncias perigosas mencionadas nos documentos legislativos da União. Neste sentido, constata-se que devido às exigências legislativas que determinadas regiões com peso mundial possuem, poderá existir situações onde indústrias que baseiam as suas actividades num plano internacional alterem as suas condutas.

Por último, é ainda necessário referir que em relação às substâncias perigosas, nos Estados Unidos, existem programas específicos destinados a gerir o processamento dos equipamentos que contêm mercúrio. Num país onde, à excepção das exigências ambientais que os operadores da cadeia de VFFV têm que cumprir (como limites para emissão de poluentes para a água ou emissões atmosféricas, entre outros), poucos

requisitos condicionam a gestão do final de vida dos veículos, a existência de esquemas especializados no manuseamento dos equipamentos de mercúrio assegura o devido tratamento destes componentes. Os programas representam assim um progresso no que se refere à *performance* ambiental do sistema norte-americano. Contudo, a gestão dos equipamentos de mercúrio não se destina a alterar os comportamentos dos produtores. Com as alterações ao design fruto das pressões legislativas internacionais, os programas de gestão deste tipo de equipamentos limitam-se a fazer a transição entre o processamento dos veículos que contêm mercúrio e aqueles que deixaram de intensivamente possuir componentes contendo esta substância.

### **7.2.3. Sistema de Financiamento**

O modo como é feito o financiamento dos sistemas reflecte a estrutura e forma como os vários actores estão organizados. Assim, os esquemas de financiamento podem ser divididos em 3 grupos:

- Sistemas que se baseiam inteiramente nas leis de mercado;
- Sistemas EPR de natureza colectiva;
- Sistemas EPR de natureza individual.

Em relação ao primeiro ponto, dos sistemas que foram objecto de análise, os Estados Unidos é o único que se enquadra no grupo em que o financiamento é feito quase na sua exclusividade por factores de mercado. É o valor que os componentes e materiais pertencentes a veículos possuem que financia as actividades da cadeia de gestão de VFV. Determinado componente ou material só é valorizado se o operador tiver benefícios líquidos com a sua venda no mercado. Esta realidade permite geralmente que os elementos do veículo de valor negativo não sejam reutilizáveis, recicláveis ou valorizáveis energeticamente. Para obterem um maior benefício líquido, os dismanteladores e fragmentadores terão teoricamente a tendência para melhorar a *performance* das suas operações. Quanto maior for a eficiência das actividades, maior será a valorização dos componentes e materiais com valor positivo que por sua vez trará uma maior margem de lucros aos operadores. Como consequência, a eficácia ambiental do sistema tendencialmente será aumentada pela melhoria da eficiência nas operações que envolvem os elementos com valor positivo no mercado. No entanto, no que se refere aos componentes e materiais de valor negativo, os operadores não serão



estimulados a valorizá-los e por isso, a eficácia ambiental do sistema norte-americano é fortemente posta em causa em comparação com os outros sistemas analisados.

Nos Estados Unidos, os produtores não são responsabilizados pelo manuseamento dos VFV. No geral, as actividades dos vários operadores são desempenhadas sem o suporte financeiro por parte dos produtores. A capacidade de valorização que o VFV possui não tem qualquer impacte na actividade destes actores. Os benefícios que advêm do investimento na inovação e eco-design são pouco significativos e o facto de um produtor não ter qualquer preocupação com a valorização do seu veículo, por si só não significa que será menos competitivo em comparação com um que aposte em técnicas que facilitem os processos de fim de vida. Assim, o sistema norte-americano é caracterizado por possuir poucos incentivos à inovação ou adopção de práticas de eco-design e design para o final de vida na fase de produção de veículos.

Em relação aos sistemas de natureza colectiva, o financiamento é marcado pela cobrança ao consumidor de uma taxa destinada a subsidiar a constituição e as actividades de uma estrutura capaz de fazer o devido manuseamento de VFV. Na Holanda, Portugal e Japão, o primeiro proprietário, ao adquirir o seu veículo paga uma certa quantia para financiar a gestão dos VFV. Nestes programas, a fixação da taxa tem a participação das autoridades, reduzindo assim o potencial para a ocorrência de situações onde se pague muito mais do que as próprias necessidades do sistema.

O tipo de financiamento que é feito na Holanda não estimula a prevenção de resíduos nem a adopção de práticas de eco-design e design para o final de vida. Embora os produtores sejam responsabilizados por constituir uma rede de operadores capazes de fazer a gestão dos VFV, a *performance* do sistema não se reflecte no funcionamento destes actores. As taxas cobradas aos primeiros proprietários e geridas num fundo administrado pela ARN são indiferenciadas entre marcas e modelos. Assim nem as despesas de gestão de VFV são transferidas para os produtores, nem o grau de valorização do veículo se traduz num benefício directo e consequente vantagem competitiva de um produtor sobre os demais. Uma marca ou modelo de veículo que seja menos valorizável que outra não é penalizada e neste sentido existem poucos incentivos para o investimento no design para o final de vida e redução de resíduos.

Na mesma linha do sistema holandês, a gestão de VFV em Portugal é executada sem que o design para o final de vida e a prevenção de resíduos sejam incentivados. Na estrutura portuguesa, o primeiro proprietário, ao comprar o seu veículo, pode pagar uma quantia para financiar o sistema gerido pela Valorcar. Este valor corresponde directamente à prestação anual que os membros da Valorcar têm que despende, variando com o peso que determinado produtor tem no mercado. A prestação cobrada varia entre produtores de marcas diferentes, no entanto o modo como este tipo de financiamento se processa não beneficia aqueles que optam por melhorar a *performance* do fim de vida dos seus produtos. O factor “peso de mercado” apenas procura adaptar o valor da prestação às dimensões empresariais de cada membro. Além disso, pelo facto do valor de mercado dos VFV ser positivo, a Valorcar não paga aos operadores o seu processamento. Os produtores apenas suportam indirectamente a gestão dos seus VFV, subsidiando a estrutura administrada pela Valorcar. As actividades executadas pelos operadores são sustentadas pelo próprio valor do veículo. Assim, o grau de valorização não se reflecte nas despesas dos produtores, pois por um lado estes não financiam directamente o manuseamento dos seus VFV e por outro a prestação financeira cobrada pela Valorcar não tem em conta a capacidade de valorização do veículo.

Em termos gerais, os sistemas português e holandês estão focados para as operações de fim de linha. Nestes sistemas, os prémios de desempenho e as acções de investigação promovidas pela Valorcar e ARN destinam-se a melhorar o comportamento dos operadores que fazem o manuseamento dos VFV. A inovação e o incremento das *performances* ambiental e económica são promovidas, no entanto estas acções influenciam sobretudo as etapas de fim de linha e não outras fases do ciclo de vida do veículo, especialmente a sua concepção. Relativamente aos prémios de desempenho, em Portugal, a recompensa é apenas dada ao desmantelador com a melhor *performance*, enquanto que na Holanda, os prémios são mais abrangentes e mais significativos em termos da quantia que é entregue a cada operador. Verifica-se assim que, em comparação a Portugal, a Holanda possui um maior número de incentivos para os actores, como desmanteladores, operadores de recolha e transporte e recicladores, melhorarem as suas prestações.

Dentro da realidade europeia, para além dos casos português e holandês, a estrutura que gere os VFV na Suécia é também caracterizada por ser colectiva. Neste país todos os produtores aderiram à rede Refero, rede esta administrada pela empresa privada

Stena Recycling. Apesar de, para os casos em que o valor do VFV é negativo, a legislação criada obriga os produtores a financiar individualmente a gestão do final de vida dos seus veículos, na realidade, pelo facto do valor do VFV ser na maior parte dos casos positivo, o financiamento do sistema processa-se sem que os produtores suportem as operações de fim de linha. Os produtores não despendem qualquer quantia no tratamento e valorização dos seus veículos, sendo considerado que o próprio valor de mercado dos VFV é suficiente para financiar as actividades dos operadores do sistema. A prevenção de resíduos e o design para o final de vida não são estimulados, pois na prática os produtores não são responsabilizados financeiramente pela *performance* dos seus produtos no final das suas vidas. Os benefícios que advêm do processamento dos VFV superam as suas despesas e por isso o esforço económico é sobretudo imputado aos operadores de final de linha. Como Portugal e a Holanda, na Suécia o sistema que gere os VFV está particularmente focado para as actividades de fim de linha e não para todo o ciclo de vida do veículo, em especial, a fase da sua concepção.

A lógica de financiamento do sistema japonês difere determinantemente dos outros países. Embora o sistema seja financiado pelos proprietários, a forma como as taxas são cobradas faz com que os estímulos aplicados às várias fases do ciclo de vida dos veículos sejam diferentes dos observados em Portugal e na Holanda. No Japão, o valor das taxas baseia-se na quantidade de CFCs e resíduos de fragmentação gerados pelo VFV, bem como no número de airbags que este possui. As taxas têm em conta a *performance* dos veículos no final das suas vidas e neste sentido, o valor cobrado varia entre marcas e modelos diferentes. Os produtores são incentivados a adoptar práticas que sejam sensíveis às operações de manuseamento dos VFV. Quanto menor for o número de airbags e a quantidade de CFCs e resíduos de fragmentação gerados, menor será o valor da taxa cobrada aos proprietários. Do ponto de vista do produtor, este tenderá a baixar ao máximo a taxa associada ao seu veículo, pois se o valor for baixo, menos dispendiosa será a quantia paga pelo proprietário e maior disponibilidade terá este último em adquirir o seu produto. O produtor que tiver o melhor desempenho em termos do final de vida dos seus produtos é beneficiado tornando-se mais competitivo. Assim, a prevenção de resíduos e o design para o final de vida são estimulados, potenciando a eficácia ambiental do programa japonês.

Dentro do contexto dos sistemas colectivos que gerem os VFV é ainda necessário referir a existência do sistema norte-americano que gere os equipamentos contendo

mercúrio. O programa, denominado por NVMSRP, é de natureza voluntária, sendo administrado em 49 estados através de uma organização sem fins lucrativos, a ELVS. O modo como o sistema é financiado tem pouco peso no estímulo aos participantes para prevenir a geração de resíduos e apostar no design para o final de vida. Embora os fabricantes que participam no programa, no limite, sejam incentivados a reduzir ou até mesmo não utilizar equipamentos de mercúrio na produção dos seus veículos<sup>27</sup>, internamente o financiamento do sistema não estimula o melhor comportamento que estes agentes devem possuir em termos da potencial geração de resíduos contendo mercúrio na sua composição. Os 12 membros da ELVS têm que suportar o funcionamento da instituição, pagando prestações que têm por base o peso que possuem no mercado. Este critério não é o mais adequado para estimular o design para o final de vida, pois, à semelhança do caso português, com a contribuição baseada apenas no peso de mercado, o único factor que é tido em conta no cálculo da prestação é a dimensão empresarial que cada membro possui. Um produtor que opte em reduzir a quantidade de mercúrio do seu veículo tem por isso os mesmos estímulos que um que se preocupe pouco com este facto, pois não existe nenhum mecanismo financeiro dentro do sistema que o compense.

Note-se ainda que em termos dos custos decorrentes dos sistemas de natureza colectiva, conforme foi referido em secções anteriores, existem benefícios pelo facto de nos sistemas de natureza colectiva a agregação de recursos proporcionar condições de economia de escala. Nestes programas as despesas administrativas, os custos de transporte e de transacção são minimizados fruto da gestão dos sistemas ser feita principalmente por estruturas comuns.

No que diz respeito aos sistemas EPR de lógica individual, na Alemanha, a generalidade dos produtores constituiu os seus próprios esquemas de gestão de VFV. Neles, os produtores estabeleceram directamente contratos com os operadores, constituindo as suas próprias redes. Em teoria, o facto dos produtores terem que negociar directamente com os agentes responsáveis pelo processamento dos seus VFV estimularia a adopção de práticas de design para o final de vida e prevenção de resíduos. Quanto mais fácil fosse o processo de valorização dos VFV, menos dispendiosas seriam

---

<sup>27</sup> A redução ou a eliminação dos equipamentos contendo mercúrio significaria não ser necessário participar no programa. Uma vez que os veículos não possuíam mercúrio na sua constituição o seu tratamento já não seria necessário.

as actividades dos operadores e consequentemente menor seria o valor do contrato estabelecido pelos produtores. No entanto, na Alemanha, os produtores não pagam qualquer quantia pelo manuseamento dos seus veículos, pois o valor do VFV subsidia as actividades dos operadores. O esforço económico relacionado com a gestão de VFV é principalmente suportado pelos operadores e neste sentido, à semelhança do que se observa em todos os sistemas europeus estudados, na Alemanha, o programa destinado à gestão de VFV está sobretudo virado para as operações de fim de linha e não para as diferentes fases do seu ciclo de vida.

#### ***7.2.4. Monitorização e Sistemas de Informação***

A monitorização assim como a recolha e difusão de informação sobre as várias vertentes e actividades do programa são dois factores relevantes para a implementação e bom funcionamento de qualquer sistema de gestão de VFV. Estas duas componentes estão interligadas. Como se verificou anteriormente, a monitorização permite o acompanhamento dos agentes que participam na fase final do ciclo de vida de um veículo. A monitorização é essencial na detecção e correcção de possíveis falhas que possam comprometer todo o sector. Por outro lado, a existência de um sistema de informação facilita a troca de dados entre os agentes que compõem o sector. A eficácia da monitorização pode ser aumentada caso o sistema de informação agilize o acesso à informação das entidades encarregues de controlar a forma como os VFV são operados. Além disso, a comunicação entre os vários níveis e o acesso à informação são decisivos, pois não só aumentam a eficácia e eficiência do programa, como também promovem o eco-design e design para final de vida.

No que diz respeito aos países objecto do estudo, verificou-se que, em todos os casos, as autoridades participam no processo de monitorização. As entidades governamentais ou as agências do ambiente, no geral, estão encarregues de implementar e coordenar o sistema de monitorização de VFV. Na Europa, entidades como a VROM, no caso holandês, a IGAOT e APA, em Portugal, a EPA Sueca, na Suécia e a Agência Federal do Ambiente (UBA), na Alemanha, estão no geral responsáveis por analisar e supervisionar a monitorização do sector. No Japão, a entidade que gere o Fundo de Reciclagem de VFV e o sistema de informação é monitorizada pelas autoridades centrais; enquanto que nos Estados Unidos, a US EPA é responsável por fiscalizar os impactes ambientais dos agentes ligados ao processamento de VFV.

Ao nível local ou regional, as autoridades também são parte integrante do processo de monitorização. Na maioria dos países analisados, as instâncias locais participam no licenciamento e fiscalização das entidades que fazem a gestão deste tipo de resíduos. São geralmente estas entidades que, ao detectarem incumprimentos à legislação, têm a competência para alterar as condutas dos agentes ou até mesmo encerrar as suas instalações.

No processo de monitorização dos VFV, os produtores também desempenham um papel de relevo. Em todos os países que possuem programas específicos de gestão de VFV, os produtores são obrigados a reportar anualmente o cumprimento das suas responsabilidades. Mesmo nos Estados Unidos, onde a gestão de VFV não é legislada, os produtores que participam voluntariamente no NVMSRP têm que emitir relatórios relativos ao processamento dos equipamentos de mercúrio que estão sob a sua alçada.

Para além das responsabilidades individuais, ao nível colectivo, os produtores também participam na monitorização. Nos países em que existem PRO, a monitorização é, em termos comuns, marcada pela actuação destas organizações. Na Suécia, a BIL Sweden executa as suas próprias acções de monitorização, acompanhando as actividades dos dismanteladores. Esta organização é ainda responsável por recolher e entregar às autoridades competentes (neste caso a EPA Sueca) a informação relativa aos vários actores do sistema. Em Portugal, a Valorcar tem a obrigação de controlar o fluxo de materiais e componentes de VFV que resultam do seu tratamento, bem como dos veículos usados que são alvo de exportação. A Valorcar realiza vistorias às instalações pertencentes à sua rede, recolhendo a informação referente aos números de VFV que são entregues pelos últimos proprietários. As actividades desta PRO e da respectiva rede têm que ser reportadas à APA por períodos que variam entre 3 meses e 1 ano. Por último, na Alemanha, embora a ARGE-Altauto não tenha o mesmo papel interventivo que as duas últimas PRO, esta entidade procura denunciar potenciais situações que se encontrem à margem da lei.

Nos restantes países que possuem esquemas dedicados à gestão de VFV, existem outras organizações que, não sendo maioritariamente controladas por produtores e por isso diferentes das PRO previamente citadas, desempenham um papel relevante na monitorização. Na Holanda, apesar da ARN não ser uma PRO, esta reporta à VROM o cumprimento das responsabilidades dos produtores. A ARN controla ainda as

actividades desempenhadas pelos agentes que pertencem à sua rede. Os dismanteladores e operadores de recolha e transporte pertencentes à rede da ARN são de forma regular fiscalizados por esta entidade. Por outro lado, no Japão, a JARC controla as operações executadas pelos operadores do sistema. Todos os intervenientes no processamento de VFV têm que reportar as suas actividades a esta entidade. Na Alemanha, instituições como a IGA e a BDSV também têm sistemas de auto-monitorização que acompanham as actividades dos dismanteladores e recicladores, respectivamente.

Em termos gerais, a monitorização de VFV é uma actividade executada pelas autoridades e suportada por organismos de natureza variada. Conforme foi mencionado em secções anteriores, a intervenção dos produtores no processo é recomendável, pois não só estes agentes têm um conhecimento aprofundado do sector, como também podem exercer pressão entre pares para o cumprimento da legislação em vigor. Nos países em que existe legislação específica para a gestão de VFV, entidades de carácter colectivo assumem na maioria dos casos este papel. A Valorcar ou a BIL Sweden são exemplos de organizações controladas maioritariamente pelos produtores e que participam nas acções de monitorização do sistema. Outras entidades, como a ARN ou a JARC, têm o mesmo tipo de funções, apesar de não serem totalmente controladas por produtores. Em ambos os casos, a actuação destas organizações permite uma maior eficácia na detecção de *free-riders*, operadores que se encontrem a funcionar em condições ilegais ou a deposição e exportação ilegal de VFV.

Existem ainda casos em que certas características dos sistemas analisados facilitam os processos de monitorização. O facto de na Alemanha os operadores terem que ser certificados de 18 em 18 meses permite um maior controlo da qualidade das actividades executadas por estes actores. Os certificadores independentes, que estão responsabilizados por certificar os operadores, auditam os agentes que pretendem renovar ou adquirir pela primeira vez a sua licença. Aproximadamente de 18 em 18 meses é enviado para as entidades competentes um relatório resultado do processo de certificação. Na Holanda, para além da ARN fiscalizar com regularidade as actividades dos operadores que constituem a sua rede, os recicladores e os operadores de recolha e transporte são sujeitos a concursos anuais em que aqueles que apresentam melhores condições são seleccionados. Nestes dois casos, os procedimentos adoptados permitem garantir a manutenção da qualidade das operações executadas.

No que diz respeito aos sistemas de informação, em todos os sistemas em que existem PRO, estas organizações constituem uma plataforma de comunicação e intercâmbio de dados entre os vários actores do sistema. Embora as suas funções variem de país para país, estes agentes são por si só um meio privilegiado para a comunicação e troca de informação. As PRO não só são organizações que abrangem um número considerável de actores, como também detêm um conhecimento alargado do sector, facilitando assim o acesso dos vários agentes a estas instituições. Em Portugal, a Valorcar, que é a entidade responsável por administrar o único esquema que faz a gestão dos VFV, possui um sistema de informação acessível a todos os membros da sua rede. O SIV permite a recolha e o tratamento dos dados relativos ao manuseamento de VFV, sendo uma ferramenta relevante para os operadores da rede terem acesso à informação do sector. Na Suécia, o papel que a BIL Sweden tem apenas se resume à sensibilização, recolha e difusão de informação e monitorização. No que se refere ao sistema de informação, a BIL Sweden recolhe e agrega a informação sobre os vários operadores do sistema. Dados úteis tanto para os operadores como para outros agentes, como por exemplo os produtores, podem ser acedidos através desta instituição. Na Alemanha, a ARGE-Altauto tem um papel mais secundarizado que as duas primeiras PRO. Apesar deste facto, a ARGE-Altauto constitui uma plataforma de comunicação na qual os agentes podem ter acesso a dados sobre a legislação em vigor, às características de certos actores ou às necessidades do sector. Por último, nos Estados Unidos, a ELVS está encarregue de gerir a informação sobre os operadores que participam no NVMSRP, a quantidade de equipamentos de mercúrio que são manuseados e outros aspectos relevantes para o âmbito do programa. A ELVS difunde um conjunto de informações referentes ao modo como os operadores devem desempenhar as suas actividades.

Nos países como a Holanda e Japão, as organizações ARN e JARC constituem igualmente um veículo de comunicação entre os agentes que fazem o processamento de VFV. Na Holanda, a ARN disponibiliza um conjunto de informações aos agentes que pertencem à sua rede. Informações sobre novas técnicas, modo de actuação por parte dos agentes são disponibilizadas pela entidade. Além disso, como a ARN recolhe as informações referentes às *performances* dos actores que fazem parte da sua rede, sendo também a entidade responsável por reportar o cumprimento das responsabilidades dos produtores, esta organização constitui um meio de armazenamento de informação, onde se pode aceder aos dados do sector. Por outro lado, no Japão, a JARC coordena toda a



informação sobre o processamento de VFV. Conforme se observou na figura 5.12, em todas as etapas é requerido aos operadores desses níveis que enviem dois relatórios à JARC; um após a recepção do VFV ou dos componentes e materiais que dele derivam e outro quando o operador envia o produto das suas actividades para outros intervenientes. A JARC é assim a instância que recolhe e armazena a informação sobre a gestão de VFV no Japão, sendo um meio imprescindível para o acesso à informação. Esta organização constitui também um importante veículo de comunicação entre os actores do sistema. A JARC transmite ao público e agentes responsáveis pelo manuseamento do VFV informações sobre o processo de tratamento e valorização deste tipo de resíduos.

No seu sistema de informação, a Alemanha possui uma entidade especializada para gerir toda a informação do sector. A GESA é uma entidade pública que se destina ao armazenamento e disponibilização da informação relativa ao processamento de VFV. Ao contrário das restantes entidades anteriormente citadas, a função deste organismo apenas se destina à gestão do sistema de informação. A GESA é ainda detentora de uma base de dados sobre os desmanteladores e fragmentadores certificados, disponibilizando ao público, operadores e às autoridades informações sobre o processo de gestão de VFV.

No cômputo geral, o modo como se gere a informação sobre o processo de tratamento e valorização de VFV é fundamental para o sucesso da monitorização e o aumento da eficácia das operações realizadas pelos agentes do sistema. A existência de organizações, como as que foram referidas, facilita o acesso à informação por parte dos operadores. Quanto mais acessível for a informação, maior será a eficácia e eficiência das actividades desenvolvidas ao longo da cadeia de manuseamento de VFV. Os operadores poderão ter uma maior exposição a métodos que lhes aumentem a *performance*. Será também mais fácil informar os vários intervenientes do sistema acerca dos requisitos legais em vigor e da conduta que estes devem adoptar. Fruto de existir comunicação entre os vários intervenientes do sistema, os produtores poderão aceder mais facilmente à informação relativa ao final de vida do seu produto, enquanto que os operadores terão acesso à forma como os veículos foram criados. Esta comunicação potencia por um lado a criação de veículos que gerem menos resíduos e que sejam mais fáceis de valorizar e por outro, aumenta o conhecimento dos operadores sobre as características do VFV, o que se traduzirá numa melhoria do seu desempenho.

Refira-se ainda que geralmente é recomendado a constituição de sistemas informativos baseados na Internet. Sistemas como o da JARC, o da GESA ou o da Valorcar são exemplo de casos em que, por se basearem neste tipo de tecnologia, os sistemas tornam-se mais ágeis, rápidos e fáceis de aceder por parte de todos os actores. Além disso, conforme a OCDE (2001) refere, com a utilização da Internet existe uma poupança efectiva de recursos e no que diz respeito ao processo de transferência de informação é menos provável existir erros de transcrição.

### **7.3. *Considerações Gerais sobre os Sistemas Analisados***

O aumento dos requisitos ambientais em determinados locais pode condicionar as actividades e legislação de outras regiões do mundo. Este facto é ainda mais evidente nas vertentes que dependem em grande medida de condicionantes internacionais, como é o caso do sector ligado aos veículos motorizados. Com a criação da Directiva 2000/53/CE a União Europeia influenciou o contexto internacional e lançou as bases para uma nova geração de políticas destinadas à gestão de VFV. A criação da *ELV Recycling Law* no Japão surgiu da necessidade das autoridades japonesas acompanharem as mudanças ocorridas numa região como a Europa, que possui um papel relevante no sector dos transportes rodoviários. A Coreia do Sul também decidiu seguir o exemplo destas duas regiões e aumentar os requisitos técnicos e ambientais relacionados com a fase final do ciclo de vida de um veículo (Ministry of Environment Republic of Korea, 2009). Mesmo em regiões onde as autoridades não tomaram qualquer iniciativa, verificou-se que a indústria em certa medida pretendeu acompanhar o aumento das exigências relativas a este assunto. Nos Estados Unidos, conforme se verificou anteriormente, os principais fabricantes procuraram produzir os seus veículos respeitando a restrição imposta pela União Europeia, onde é proibido o uso de certas substâncias consideradas como perigosas. No mesmo sentido, no Japão, onde não existe qualquer lei a interditar a utilização destas substâncias, a JAMA e consequentemente os principais produtores procuraram seguir os requisitos fixados pela União Europeia.

Assim, no referido contexto, o mundo vem assistindo progressivamente à implementação de novas leis que regulamentam o sector dos VFV. Nelas os produtores são no geral responsabilizados pela gestão deste tipo de resíduos. Das regiões estudadas, a Europa e o Japão são as que possuem legislação que apresenta estas características. Apenas os Estados Unidos não possuem qualquer regulamento específico sobre o sector

e por isso a tendência de responsabilização do produtor reduz-se a um acordo voluntário para o manuseamento dos equipamentos que contêm na sua composição mercúrio.

A introdução da EPR na fase final do ciclo de vida dos veículos é importante por um conjunto de motivos. Em primeiro lugar, mesmo em condições financeiras adversas, a responsabilização dos produtores facilita a garantia de que o processamento deste tipo de resíduos seja executado. Na Europa, caso o valor de mercado do VFV seja nulo ou negativo, os produtores são responsáveis financeiramente pela sua gestão. Por sua vez, no Japão, são os componentes de difícil valorização que estão sob a alçada dos produtores. Directa ou indirectamente, este facto faz com que do ponto de vista económico, as actividades dos operadores sejam viáveis. Além disso, num contexto onde existem dificuldades logísticas, a responsabilização dos produtores permite que se ultrapasse mais facilmente o problema.

A EPR permite também estabelecer um elo de ligação entre as operações de final de vida e o design e produção do veículo. Caso os custos relacionados com a gestão de VFV se reflectam na competitividade dos produtores estes são estimulados a adaptar o seu produto às operações de fim de linha. Quanto mais ajustado estiver o design do veículo, menor serão os custos associados à fase final da sua vida e maior será a competitividade que o produtor terá em relação aos demais. Por outro lado, na vertente contrária, os operadores procurarão saber o modo como a viatura foi concebida. Através dos produtores, que pretendem igualmente tornar os seus veículos mais valorizáveis, eles recolherão as informações necessárias de forma a aumentar a *performance* das suas actividades. Com a EPR, o eco-design e a inovação são incentivados. Os resíduos são reduzidos na fonte e as actividades dos operadores facilitadas, permitindo que no cômputo geral o desempenho na gestão de VFV aumente.

Em relação à prestação ambiental, nos países objecto de estudo, existe uma clara distinção entre os sistemas que apenas se baseiam nas forças de mercado e aqueles que possuem legislação a regular o sector. Neste sentido, verifica-se que nos Estados Unidos, a valorização só se efectua quando os componentes e materiais têm valor de mercado positivo. Para a fracção do VFV que apresenta dificuldade em ser valorizada, como o caso dos resíduos de fragmentação, os níveis de desempenho dos operadores podem por isso não ser tão elevados como em regiões como a Europa e Japão, onde o sector está regulado. Nestas duas últimas áreas foram fixadas metas de valorização para

os VFV e o produtor é directamente implicado no processo. Em ambas as regiões desde 2006 que mais de 80% do peso do veículo tem que ser valorizado e a partir de 2015 este valor terá que aumentar para 95%. Assim, mesmo que os componentes e materiais tenham pouca procura, a valorização do VFV será mantida acima daquilo que o mercado poderá proporcionar.

No que respeita à capacidade de influenciar o design do veículo, verifica-se que nas regiões onde o mercado é o único factor a ter em conta, existem poucos estímulos internos para que o produtor se foque no desempenho do final de vida do seu produto. A prevenção e a redução de resíduos são deste modo práticas que não são incentivadas no referido contexto. Por sua vez, nas regiões que desenvolveram legislação específica o estímulo é maior, no entanto este varia de acordo com as características de cada sistema. O Japão é do conjunto de países analisados aquele que proporciona aos produtores uma maior quantidade de incentivos no que concerne ao design para final de vida. Embora os proprietários dos veículos financiem a gestão de VFV, são os produtores que estão responsáveis pelos resíduos de fragmentação e o preço dos seus produtos está associado ao seu potencial de valorização.

Nos países da União Europeia, os sistemas estão mais focados para as operações de fim de vida do que para a componente da prevenção e redução de resíduos. Nesta região existe uma restrição que impede o uso de substâncias como o mercúrio, cádmio, chumbo ou crómio hexavalente na produção de veículos. Porém, como os produtores são apenas responsáveis por suportar os custos quando o valor do veículo é nulo ou negativo e uma vez que o processamento de VFV é no geral uma actividade rentável, a competitividade destes agentes não é afectada pelo facto dos seus VFV serem mais ou menos valorizáveis. Somado a isto, nas estruturas colectivas a prestação paga pelos produtores também não reflecte o nível de valorização das suas viaturas. Assim, apesar de na União Europeia existir condicionantes para a adopção de novos designs capazes de aumentar a *performance* dos VFV, na prática os produtores não são incentivados a conceberem veículos onde a componente valorização é privilegiada. O aumento das metas em 2015 pode inverter esta situação, pois pode tornar o manuseamento deste tipo de resíduos uma actividade economicamente inviável. Mesmo assim, e devido ao valor que geralmente está associado ao mercado de metais, é previsível que as entidades que operam os VFV (em que cuja sua composição é maioritariamente formada por este tipo de substâncias) continue a ser rentável.

Do ponto de vista da eficiência económica, a concentração de recursos numa única plataforma permite ter um menor número de custos em comparação à existência de vários sistemas individuais. Os programas em Portugal, Holanda, Suécia e Japão estão principalmente organizados em estruturas colectivas e por isso, neste capítulo, têm vantagem em relação a sistemas de características individuais, como o caso da Alemanha. Por outro lado, os sistemas colectivos podem sofrer problemas relacionados com a falta de competitividade e monopolização, o que levará consequentemente ao decréscimo das suas eficiências económicas. Nos programas europeus de natureza colectiva, pelo facto de existir apenas uma entidade que administra todo o processo de gestão de VFV, o risco de que se verificar a ocorrência destes problemas aumenta. O Japão procurou evitar esta aparente dificuldade criando duas entidades para a gestão dos resíduos de fragmentação. A TH Team e a ART possuem diferentes estratégias, competindo entre si no processamento deste tipo de resíduos.

Outro factor que deve ser tido em conta é a capacidade que os sistemas têm em facilitar as operações de fim de linha e estimular o contínuo aumento dos seus desempenhos. O aperfeiçoamento das actividades de final de vida implica não só o aumento das taxas de valorização, como também de maiores proveitos económicos para os agentes envolvidos na gestão VFV. Dentro dos sistemas analisados, as redes geridas pela ARN e Valorcar na Holanda e em Portugal, respectivamente, são estruturas que incentivam a contínua melhoria da *performance* dos seus operadores. O sistema holandês em particular é aquele que revela um maior esforço para estimular a conduta dos seus agentes. Os recicladores são sujeitos a concursos anuais para admissão na rede ARN e todos os operadores com contrato possuem prémios de desempenho.

O eco-design e design para final de vida são também estratégias que a médio e longo prazo revelam trazer benefícios do ponto de vista económico. A aposta nestas práticas promove a prevenção e redução de resíduos. Os veículos são concebidos com a preocupação de facilitar os processos de fim de linha, o que irá aumentar a valorização e consequente rendimento dos operadores. No referido contexto, pelo facto do sistema japonês proporcionar as melhores condições para a adopção de práticas de eco-design e design para final de vida, é ele que mais beneficia da poupança de recursos/aumento de rendimento dos operadores. Além disso, a forma de organização que seleccionou, permite estimular a competição, o que também ao nível das operações a jusante do ciclo

de vida demonstra ser um importante factor para o aumento das *performances* dos operadores.

## **8. Análise Específica: Caso Português**

A gestão de VFV em Portugal é marcada sobretudo pelo Decreto-Lei 196/2003, mais tarde emendado pelo Decreto-Lei 64/2008. Nos documentos legais anteriormente referidos todos os veículos motorizados são abordados. No entanto, as classes que são objecto de maior detalhe são a M1, N1 e os veículos a motor de três rodas. De facto, a grande maioria dos requerimentos destes decretos destina-se apenas ao processamento das três referidas classes. Requisitos essenciais nos regulamentos que se aplicam à gestão de VFV, como a responsabilização dos produtores e as metas de reutilização, reciclagem e valorização são exclusivos destes tipos de veículos. Em termos gerais, as outras classes são englobadas com as restantes três apenas nas vertentes relacionadas com o modo como os operadores devem desempenhar as suas actividades, na obrigatoriedade do último proprietário ter de entregar o seu VFV às instalações autorizadas e no capítulo ligado ao cancelamento da matrícula e emissão do certificado de destruição. Neste sentido, pode-se afirmar que, em Portugal, a gestão de VFV está especificamente vocacionada para os veículos da classe M1, N1 e veículos a motor de três rodas.

Na presente secção ser-se-á discutido a forma como o sistema que gere o final de vida dos veículos está implementado em Portugal. Serão igualmente seleccionadas medidas tendo por objectivo a optimização do programa. A entrega do VFV assim como os incentivos dados aos vários participantes do sistema serão analisados. Por outro lado, o sistema integrado gerido pela Valorcar será objecto de crítica. A forma de financiamento, a gestão de informação e a componente de monitorização do sistema português serão também alvo de análise específica.

### **8.1. *Entrega do VFV***

O sucesso de um sistema dedicado à gestão de VFV tem que passar inquestionavelmente pelo sucesso na fase de entrega deste tipo de resíduos por parte dos seus últimos proprietários. Caso os veículos não sejam depositados nos locais destinados à recolha, as actividades que decorrem ao longo da cadeia de tratamento e valorização podem não ser executadas. Assim, é necessário que os responsáveis pela implementação do programa tenham em conta a fase de entrega do VFV, para que práticas como o abandono, a deposição e exportação ilegais não ameacem a eficácia e eficiência deste.

Para que a entrega se processe de acordo com os comportamentos esperados, em primeiro lugar, é necessário disponibilizar locais onde os VFV sejam entregues. A rede Valorcar e o resto dos centros de recepção e de desmantelamento independentes assumem este papel no sistema português. Apesar dos locais de entrega já estarem constituídos, não existe nenhuma plataforma ou base de dados completa, actualizada e de fácil acesso. A Valorcar possui, na sua página na Internet, os dados referentes às instalações que pertencem à sua rede. No entanto, no que diz respeito aos centros independentes que se encontram licenciados pelas autoridades, não existe qualquer base de dados actualizada disponível. A LOGRNU mais actual data de Junho de 2008 e o acesso aos operadores de VFV é complexo. Por esta razão, o grau de conhecimento e acesso que alguns agentes possuem (sobretudo os proprietários dos veículos) pode não ser o mais apropriado, dificultando a escolha da solução que se adequa melhor às suas necessidades.

Por outro lado, o processo de entrega deve estimular a participação do proprietário no sistema legal e evitar que este contribua para a existência de esquemas paralelos. Em Portugal, é obrigatório depositar os VFV nos centros de recepção e de desmantelamento licenciados. Embora esta obrigação faça com que os detentores sejam obrigados a entregar os seus veículos às entidades devidamente habilitadas, por si só, o facto não é suficiente para evitar a participação em esquemas ilícitos. Caso o proprietário tenha que pagar no acto de entrega, existe o estímulo ao abandono, deposição e exportação ilegais, visto que, de forma a não ter quaisquer despesas, o último detentor do veículo pode sentir-se compelido a recorrer a este tipo de práticas. Como na Europa e em particular Portugal, a entrega do VFV é um acto obrigatoriamente gratuito, esta potencial dificuldade deixa de ter sentido.

Mesmo com a isenção de pagamento na fase de entrega, é necessário que o proprietário se sinta incentivado a depositar o seu veículo nos centros autorizados. Se for mais vantajoso recorrer a esquemas ilegais, o VFV terá tendencialmente como destino final esquemas que se encontram à margem da lei. Neste sentido, na reforma do sistema fiscal do sector automóvel, as autoridades portuguesas decidiram incluir um mecanismo no IUC de forma a incentivar o último proprietário a ter que entregar o seu VFV nas devidas entidades. Com a implementação do novo imposto, o proprietário passou a pagar obrigatoriamente uma quantia anual para poder circular. Caso o veículo chegue ao final da sua vida, a única possibilidade para o proprietário deixar de pagar o



imposto é entregá-lo a um centro de recepção ou desmantelamento autorizado. Só com a deposição do veículo nas referidas instalações é que o proprietário poderá vir a receber o certificado de destruição, documento essencial para o cancelamento do registo e consequente desvinculação do IUC. Assim, o proprietário é motivado a participar no esquema legal de processamento de VFV sob pena de vir a ter que pagar o imposto caso opte por outro tipo de soluções.

Na sondagem realizada ao distrito de Lisboa com o objectivo de analisar a eficácia do IUC, constatou-se que a principal razão mencionada pelos 96% dos inquiridos que entregariam o seu VFV nos centros autorizados foi a obrigação do cumprimento dos requisitos legais, nomeadamente deixar de ter que pagar este imposto. Os motivos ambientais e o facto de se querer impedir o abandono de viaturas foram as outras razões mais citadas, constituindo cerca de 32% e 26%, respectivamente. No entanto, dos indivíduos dispostos a participar legalmente no sistema, cerca de 42% afirmou ser a necessidade de cumprir com os requisitos legais o motivo que estava por detrás da sua participação, demonstrando que o novo imposto é um factor relevante no processo de entrega do VFV.

No território português, existem outras condições que podem influenciar pela positiva o modo como os VFV são encaminhados para os processos de fim de linha. O Incentivo Fiscal ao Abate de VFV pode estimular o proprietário a entregar o seu veículo nas devidas instalações a fim de receber um desconto no ISV. Repare-se que o verdadeiro intuito deste programa é a renovação da frota automóvel, acontecimento que irá contribuir para a redução das emissões de gases de efeito de estufa em Portugal. Por esta razão é que o incentivo só funciona na compra de veículos novos. Assim, relativamente à entrega de VFV, a afectação deste mecanismo é limitada uma vez que apenas estimulará os indivíduos que irão comprar um veículo novo.

Em alguns centros, os operadores dão prémios monetários aos proprietários por estes entregarem o veículo nas suas instalações. Os prémios resultam da competição existente entre os vários operadores. Eles variam de acordo com o valor de mercado do VFV, sendo que nem todos os centros estão dispostos a atribuí-los. Neste campo, o proprietário do veículo geralmente encontra-se desinformado e por isso, o efeito que à partida o prémio poderia ter não é traduzido numa maior motivação para entregar o VFV no local apropriado.

Além dos factores anteriormente referidos, para assegurar que o processo de entrega seja feito adequadamente, as autoridades têm que desenvolver esforços no sentido de identificar e resolver o problema dos operadores ilegais. Como se verificou, para que a fase de entrega se desenrole de acordo com o esperado é necessário estimular os proprietários a participar no sistema legal, assim como constituir uma rede onde se possam depositar os VFV. No entanto, paralelamente a estas acções deve-se procurar reduzir ao máximo os operadores que se encontram a funcionar à margem da lei. A existência destes agentes não só implica que os requisitos ambientais podem não estar a ser cumpridos, como também pode introduzir desvantagens competitivas em relação àqueles que cumprem com a lei, ameaçando, por isso, a viabilidade de todo o sector. Até Julho de 2008, estavam identificados no país 695 sucateiros ilegais, número elevado e que representa um risco para o sistema de gestão de VFV. As autoridades, auxiliadas pela Valorcar, têm desenvolvido esforços para encerrar estas instalações, mas o número de sucateiros que ameaçam todo o sector é ainda bastante elevado, sendo uma prioridade a resolução deste problema.

Em termos gerais, com a aplicação das referidas medidas, os números de VFV entregues nos centros de recepção e de desmantelamento autorizados têm vindo a aumentar drasticamente. Embora ainda exista um número considerável de operadores ilegais a funcionar no país, os estímulos dados aos proprietários dos veículos têm colmatado esta falha. Se o proprietário for devidamente estimulado a participar no circuito legal, o problema relacionado com a fase de entrega dos VFV fica reduzido de forma significativa. Como estes agentes efectuem a entrega dos veículos, se estiverem motivados a depositar o VFV nos centros licenciados, existem poucas possibilidades para que este tipo de resíduos seja desviado para circuitos ilícitos. Desta forma e sobretudo com a implementação do novo IUC, o sistema de gestão de VFV de Portugal melhorou consideravelmente a sua capacidade de incentivar a entrega destes produtos nos locais apropriados à sua recolha.

## **8.2. *Organização da Rede Valorcar***

A responsabilidade do produtor foi introduzida no sistema de gestão de VFV em Portugal devido à necessidade de transpor a Directiva 2000/53/CE para a legislação nacional. Assim, com o Decreto-Lei 196/2003, a EPR é pela primeira vez introduzida no contexto português, passando os produtores de veículos a serem, por princípio,

responsáveis pela gestão do fim de vida dos seus bens. Em caso do valor de mercado do VFV ser nulo ou negativo, os produtores são responsáveis por suportar os custos de transporte e processamento deste tipo de resíduos. Além disso, estes agentes foram encarregues de não só constituir uma rede de centros de recepção e desmantelamento onde os VFV possam ser devidamente manuseados, como também de disponibilizar a informação necessária às operações de desmantelamento.

Conforme se observou na generalidade dos países da União Europeia, a responsabilidade dos produtores pode ser cumprida por duas formas, individualmente se o produtor optar por constituir a sua própria rede de centros de recepção ou de desmantelamento de VFV, ou de forma colectiva, caso determinados produtores decidam constituir uma rede conjunta para o mesmo efeito. Em Portugal, todos os produtores decidiram aderir ao sistema integrado gerido pela Valorcar e por esta razão pode-se afirmar que o único tipo de sistema a funcionar no país é colectivo. Como foi mencionado anteriormente, o facto do esquema organizacional ser de tipologia colectiva tem a vantagem de agregar numa plataforma comum os recursos necessários para o manuseamento dos VFV. Neste sentido, a rede Valorcar permite a criação de uma economia de escala, isto é, permite que a gestão de VFV seja executada de forma adequada gastando um menor número de recursos.

Por outro lado, embora em termos teóricos os produtores possam optar pela natureza dos sistemas que gerem os seus veículos, na prática, é o sistema gerido pela Valorcar o único autorizado a fazer o manuseamento deste tipo de resíduos em Portugal. Apesar dos produtores poderem constituir as suas próprias alternativas ou existir a possibilidade de criação de mais do que um esquema colectivo, a rede da Valorcar concentra a generalidade dos produtores, sendo ela a única no país habilitada a fazer a gestão de VFV. Esta situação contribui negativamente para a *performance* do programa, uma vez que a monopolização do sector por parte da Valorcar e a falta de competição que dela resulta poderá conduzir à ineficiência deste. Com a existência de pouca competição os produtores poderão não ter disponível a opção mais eficiente. Além disso, a constituição de uma alternativa à rede Valorcar é dificultada pelo facto desta última ser a única a funcionar no país e estar já devidamente implementada.

No que diz respeito às obrigações específicas que a Valorcar tem que cumprir, segundo os Decretos-Lei 196/2003 e 64/2008, a rede deve ter um número de centros de

recepção e de desmantelamento compatível com a quantidade de veículos ligeiros que cada distrito possui. No entanto e apesar de alguns distritos possuírem mais centros do que o requerido (como por exemplo Lisboa, Porto ou Setúbal), existem casos que não satisfazem as condições impostas por lei. Segundo dados de Março de 2009, nos distritos de Faro, Beja e Guarda a Valorcar possui menos centros afectos à sua rede do que aqueles que são requeridos por lei, tendo até ao final de 2009 para regularizar a actual situação. Ainda assim, em Beja e Guarda verifica-se que, em cada uma das regiões, existe um centro de recepção ou desmantelamento autorizado. A existência de poucas instalações para executar o processamento dos VFV pode potenciar a participação em esquemas ilícitos na região desfavorecida, pois os locais disponíveis para a entrega do VFV podem ser insuficientes para contrabalançar o esforço que o proprietário terá que despende se cumprir a lei.

Em relação ao processo de admissão à rede, para que o operador seja aceite é necessário satisfazer um conjunto de requisitos impostos pela Valorcar. A pré-selecção permite agregar as instalações que se adaptam melhor às exigências da entidade e neste sentido garantir que determinados níveis de *performance* sejam obtidos. Na Valorcar, o operador que demonstrar ter o melhor desempenho anual é premiado. Embora o poder deste incentivo seja limitado, o prémio estimula todos os membros da rede a melhorar cada vez mais as suas *performances*.

Em Portugal, à semelhança do que acontece na maioria dos países da União Europeia, existem operadores de VFV que se encontram fora dos circuitos de responsabilidade dos produtores. Assim, para além dos centros licenciados que funcionam dentro da rede da Valorcar, existem outros operadores independentes que se encontram licenciados para o manuseamento de VFV. Esta situação só é possível pois a actividade de desmantelamento de veículos é globalmente rentável. Caso o valor de mercado dos VFV fosse nulo ou negativo, as actividades dos operadores independentes seriam insustentáveis. Quando os valores de mercado não forem positivos, apenas os agentes que se encontram vinculados à Valorcar (e portanto ligados aos produtores) é que estarão em condições para operarem os VFV de forma sustentada.

### **8.3. Sistema de Financiamento**

O suporte financeiro da gestão de VFV é por princípio efectuado pelos produtores de veículos. Se o valor do VFV for nulo ou negativo, estes actores têm que subsidiar as

actividades dos operadores do sistema. Em Portugal, a Valorcar é a organização que administra o único sistema que gere este tipo de resíduos. Todos os produtores que se encontram com a sua situação regularizada estão vinculados a esta organização, sendo ela a representá-los no sector. Assim, a questão do financiamento do sistema português pode-se dividir em duas vertentes:

- Financiamento da entidade gestora – Valorcar;
- Financiamento dos operadores.

A primeira vertente diz respeito à forma como a Valorcar é financiada pelos seus membros. Conforme se observou no capítulo 6, os produtores aderentes à rede têm que pagar uma prestação anual baseada em dois tipos de valores: um fixo e idêntico a todos os participantes e outro que depende da quantidade de veículos que foram introduzidos no mercado. O modo como a entidade gestora do sistema integrado é financiada não fomenta a inovação e as práticas de eco-design e design para o final de vida. A variável que determina a quantia que os produtores têm que despende apenas se baseia no factor peso de mercado. Os produtores que desenvolvem os seus veículos sem qualquer preocupação com a fase final da sua vida não são penalizados, pois, ao pagarem uma prestação que não reflecte a capacidade de processamento e valorização dos seus veículos, estes actores têm a mesma competitividade que aqueles que possuem estratégia contrária. Existe pouco retorno para os produtores que optam por adoptar o eco-design e design para final de vida e, neste sentido, a prevenção e redução de resíduos, assim como o fabrico de produtos potencialmente mais valorizáveis não são estimulados.

No financiamento da Valorcar, os produtores podem cobrar ao primeiro proprietário o valor referente à prestação anual. O ecovalor é a quantia cobrada na compra de um veículo novo, sendo discriminado individualmente na factura para que o consumidor seja informado dos custos que o produto tem no final da sua vida e assim tomar a decisão de forma mais consciente. Ao contrário do que se verifica no parágrafo anterior, onde os critérios utilizados não promovem o eco-design e design para o final de vida, a cobrança aos consumidores de uma quantia que subsidie o sistema de gestão de VFV, por si só, não significa que estas práticas não sejam estimuladas. Caso os consumidores paguem o ecovalor, as referidas práticas continuariam a ser incentivadas, pois, resultado dos VFV terem capacidades de tratamento e valorização diferentes, as quantias cobradas

aos produtores seriam igualmente distintas, fazendo com que o ecovalor variasse entre marcas e/ou modelos. Os veículos mais adaptados ao final das suas vidas teriam o seu ecovalor menor e, por isso, seriam mais competitivos sobre os demais. Os produtores seriam incitados a melhorar as características de fim de vida dos seus veículos, o que significaria terem menores ecovalores e uma maior atractividade perante os consumidores.

Relativamente à vertente peso de mercado, este factor varia conforme o número de veículos que foram introduzidos por um determinado produtor no ano civil anterior à cobrança da prestação. Um veículo é um produto de longa durabilidade. Em 1998, o período médio de vida de uma viatura que circulava em Portugal era de 11 anos (EEA, 2002). Neste sentido, em média, os veículos que entram no sistema de gestão de VFV foram pela primeira vez vendidos há 11 anos atrás. Verifica-se por isso que a prestação cobrada pela Valorcar não reflecte o peso que o produtor tinha quando os seus veículos foram introduzidos no mercado. O processamento dos VFV poderá ser suportado pelo produtor que possui mais representatividade no mercado recente, mas que no passado, quando os veículos foram vendidos, não tinha qualquer expressão.

Do ponto de vista das responsabilidades dos produtores, esta opção cria alguma injustiça. Os VFV que são manuseados correspondem aos veículos que entraram no mercado 11 anos antes do pagamento da prestação e não no ano anterior. No entanto, no que se refere ao risco associado à incapacidade dos produtores suportarem as despesas da gestão dos seus VFV, o critério seleccionado pela Valorcar gera menos ameaças a estes agentes. Devido às alterações de mercado, o produtor, que no passado tinha grande expressão, pode ter a sua dimensão substancialmente reduzida. Se a prestação apenas tiver em conta as dimensões de mercado que o produtor tinha quando o veículo foi introduzido no mercado, poderá ocorrer um cenário onde, devido à redução de vendas registadas em anos posteriores, este agente possua menor capacidade de suportar a gestão dos seus VFV. Neste cenário, a própria viabilidade económica do produtor pode ser posta em causa, o que consequentemente ameaçará o financiamento do sistema.

No que diz respeito ao suporte económico dos operadores, segundo o princípio da EPR, a gestão do fim de vida dos veículos deve ser sustentada pelos produtores. De acordo com a legislação vigente, o financiamento terá que ser feito por estes agentes se o valor de mercado dos VFV for nulo ou negativo. Contudo e pelo facto do

processamento de grande parte do veículo ser rentável, os custos que advêm desta actividade são suplantados pelos seus benefícios. Os produtores acabam por não financiar as operações de fim de linha, uma vez que a gestão deste tipo de resíduos é no global benéfica para os seus executantes. Assim, a gestão de VFV em Portugal é suportada pelas próprias actividades dos operadores e os produtores apenas financiam a coordenação da rede gerida pela Valorcar.

Com a Directiva 2000/53/CE, o risco dos operadores obterem lucros negativos aumentou, pois a exigência nas actividades de fim de linha também. Por existirem requisitos mais rigorosos, os custos das operações aumentam e podem ameaçar a viabilidade económica dos agentes que as praticam. Se o manuseamento dos VFV for economicamente insustentável, os produtores responsabilizam-se por financiar as actividades dos operadores, garantindo assim a sua execução. Nestas circunstâncias, caso se faça a distinção entre os produtores, poderá existir o incentivo à inovação e eco-design, pois de forma a minimizar os custos, estes agentes serão estimulados a investir nas referidas práticas.

Embora para valores de VFV nulos ou negativos o financiamento e o incentivo ao eco-design sejam devidamente assegurados, na realidade as actividades dos operadores são na maior parte dos casos rentáveis. Os benefícios brutos são no geral suficientes para cobrir os custos de tratamento e valorização dos componentes de menor valor. Por esta razão, em Portugal existe um número considerável de operadores que funciona fora da rede Valorcar. O referido contexto faz com que o princípio da EPR esteja a ser cumprido de forma deficiente, pois apesar de, em última análise, o financiamento ser executado pelos produtores, o suporte do sistema é feito pela própria actividade dos agentes que manuseiam os VFV. Desta forma, em Portugal a ligação entre o fim de vida dos veículos e a fase da sua concepção não é feita. Os produtores não pagam pelo tratamento e valorização dos seus VFV e por isso são pouco incentivados a adoptar práticas que beneficiem a *performance* do final de vida dos seus produtos.

Em relação aos produtos órfãos, o modo como o sistema está constituído assegura o manuseamento deste tipo de produtos. Como em Portugal o único sistema dedicado à gestão de VFV é de natureza colectiva, os veículos órfãos são manuseados juntamente com o resto dos veículos. Independentemente do valor de mercado que estes produtos

possuem, o seu tratamento e valorização são garantidos, pois caso os VFV tenham valor nulo ou negativo, os participantes na rede Valorcar financiarão a sua gestão.

#### **8.4. Monitorização e Sistema de Informação**

A monitorização do sector responsável pela gestão de VFV em Portugal é feita sobretudo pelas autoridades. A APA, a IGAOT ou as CCDR são entidades públicas que participam determinantemente na monitorização. As funções que estes organismos têm por diversas vezes sobrepõem-se. A APA acompanha a *performance* global do programa, estando igualmente responsável por monitorizar o funcionamento dos sistemas que gerem os VFV, neste caso particular, o sistema gerido pela Valorcar. Na monitorização das entidades gestoras, a IGAOT também acompanha a Valorcar na obrigação de comunicar os dados relacionados com a sua actividade e actividade do sistema. Por outro lado, as CCDR e a IGAOT têm igualmente funções coincidentes. Para além destes organismos serem encarregues de monitorizar as actividades dos operadores licenciados, eles são ainda responsáveis por identificar e resolver problemas relacionados com o funcionamento de agentes ilegais. A partilha de funções pode contribuir para o aumento da supervisão de determinada vertente do programa, no entanto, se não existir coordenação entre as várias entidades, a eficácia da monitorização pode ficar bastante comprometida.

No sistema de monitorização, existem outras entidades públicas que têm um papel mais secundarizado. À semelhança do que acontece no parágrafo anterior, as actividades que estas organizações desempenham são por vezes partilhadas com outras instâncias. Para lá de, em conjunto com as autoridades policiais, serem responsáveis por identificar e recolher as viaturas abandonadas, os municípios partilham também funções com a IGAOT e as CCDR no que diz respeito ao funcionamento de operadores ilegais dentro das suas áreas de jurisdição. A CAGER participa, enquanto comissão de acompanhamento, no controle das operações e *performance* do sistema. Outra entidade que está presente no esquema de monitorização é a ASAE, organismo responsável por acompanhar a adesão por parte dos produtores ao sistema administrado pela Valorcar. A ASAE possui ainda a função de fiscalizar os processos de identificação e rotulagem dos componentes e materiais de veículos, controlando também a entrega dos veículos salvados.



Na mesma linha do que se passa noutros países analisados, onde as PRO têm um papel activo na monitorização, em Portugal, a Valorcar possui similarmente uma posição de relevo no esquema de monitorização. Por lei, esta entidade não só tem que fiscalizar as actividades dos seus operadores, como também está encarregue de elaborar relatórios destinados a informar a APA sobre o seu funcionamento e o desempenho do sistema que lhe está afecto. A elaboração de 5 relatórios permite às autoridades acompanhar a entidade que administra o sistema integrado de gestão de VFV sem que as informações recolhidas não se encontrem muito desfasadas da realidade. Com intervalos de tempo que variam entre 3 meses para informações sobre os fluxos de resíduos processados e 1 ano para um relatório que analisa o comportamento global do sistema, a Valorcar é monitorizada em períodos que permitem às autoridades intervirem em tempo útil caso se detecte alguma anomalia.

A pressão entre pares é outra prática que a Valorcar desempenha. A referida organização procura identificar potenciais agentes que não estão a cumprir com os requisitos legais. Como é uma entidade composta por produtores de veículos e operadores que manuseiam os VFV, a Valorcar possui um conhecimento aprofundado do sector. Desta forma, a sua capacidade de investigação é elevada, assim como é a aptidão para estimular os agentes da rede a denunciarem potenciais incumpridores.

A Valorcar colabora também com as autoridades nos processos de desmantelamento de operadores ilegais e em casos de abandono de veículos. A organização assinou protocolos com as CCDR e os municípios onde se compromete a colaborar com as referidas autoridades. Como exemplos da actividade desenvolvida, no ano de 2007, este organismo identificou 6 produtores que não possuíam qualquer sistema de gestão dos seus VFV, realizando ainda diversas visitas anunciadas ou não aos operadores que constituem a sua rede. Refira-se ainda que a Valorcar é co-responsável por acompanhar o fluxo transfronteiriço de VFV.

Em relação à existência de operadores ilegais no país, o sector de VFV continua a possuir um número elevado destes agentes. Embora se verifique um esforço por parte das entidades competentes no sentido de resolver o problema, pelo menos existem 551 operadores que não cumprem com os requisitos legais. Apenas 21% das instalações que inicialmente foram identificadas como ilegais é que se encontram com a sua situação solucionada ou em vias de o ser. A região do país mais afectada é a de Lisboa e Vale do

Tejo, que possui 294 casos por resolver, isto é, 53% do total dos agentes que ainda operam ilegalmente no país. A área de jurisdição da CCDR LVT é também a mais atrasada na resolução do problema, tendo apenas solucionado 16 casos, cerca de 5% do total registado nesta região. Em contraste com Lisboa e Vale do Tejo, a região do Centro é a que solucionou ou está à beira de solucionar um maior número de ocorrências, 61, sendo o Algarve o território que possui a sua situação mais avançada, com cerca de 46% de casos solvidos ou em vias de o ser. Assim, a regularização dos restantes operadores ilegais deve ser concluída o mais rápido possível. A ocorrência de circuitos paralelos compromete a eficácia do programa de gestão de VFV, permitindo o perpetuar do problema da deposição ilegal e afectando o desempenho económico dos operadores licenciados. Além disso, fruto dos operadores ilegais não respeitarem as exigências ambientais, os impactes provocados por estes agentes também contribuirão para agravar as condições ambientais.

Em Portugal existe produtores que não satisfazem as premissas da lei, ou seja, não aderiram à rede Valorcar e não possuem o seu próprio sistema de gestão de VFV. A referida situação encontra-se sem solução desde 2006. Neste sentido, as autoridades competentes devem tomar com urgência as devidas medidas para a regularização dos 6 casos que estavam identificados pela Valorcar até finais de 2007. Este facto introduz desvantagens competitivas perante os produtores que cumprem com os requisitos legais. Os produtores incumpridores podem estar a usufruir dos serviços prestados pelos operadores independentes ou pela estrutura da Valorcar sem serem vinculados a estas entidades. Caso o valor de mercado do VFV seja nulo ou negativo é também possível que o tratamento e valorização dos veículos afectos aos agentes incumpridores não sejam executados.

No que diz respeito às redes de informação inerentes à gestão de VFV, à semelhança do que acontece na monitorização, o acesso e troca de informação entre os vários actores do sector está a cargo das autoridades e da entidade que gere o sistema integrado. A APA está responsável por gerir o SIRER, um sistema que agrega não só a informação sobre os resíduos produzidos e importados para o território português, como também sobre as entidades licenciadas que estão encarregues do seu processamento. Outra plataforma de informação que está sob a responsabilidade da APA é a LOGRNU. Esta base de dados possui informação sobre os operadores de resíduos não urbanos que se encontram em funcionamento no país. Em relação ao papel que a Valorcar possui na

vertente de informação, a entidade disponibiliza, através de uma página na Internet, um conjunto de dados sobre a sua rede e a gestão de VFV. A Valorcar tem também um sistema vocacionado para os operadores que lhe estão afectos. No SIV são disponibilizadas informações sobre a rede e as operações aí desempenhadas. O SIV constitui igualmente um meio privilegiado para a comunicação e troca de informação entre os vários agentes afectos à organização.

O esquema utilizado pela Valorcar é adequado para a disponibilização de informação aos actores que participam na gestão de VFV, assim como para estimular a comunicação e troca de dados sobre o processo. Os proprietários dos veículos podem aceder à página electrónica não só para se informar sobre os locais da rede onde poderão entregar o seu veículo, como também no sentido de esclarecer possíveis dúvidas sobre o processo de gestão de VFV. Por sua vez, os operadores podem consultar um conjunto de dados sobre os procedimentos a adoptar, a legislação em vigor e outros documentos relevantes para o processamento de VFV. Dentro da rede Valorcar, o SIV permite que a entidade e os operadores comuniquem entre si, facilitando por isso o intercâmbio de informação entre produtores e operadores. Repare-se que a troca de informação entre os actores que participam a montante e a jusante do ciclo de vida de um produto é importante não só para os produtores saberem as necessidades das operações de fim de linha, como também para os operadores de resíduos conhecerem o modo como os produtos são concebidos e consequentemente adaptarem melhor o seu desempenho às características destes.

No cômputo geral, a componente de informação apresenta algumas deficiências relativamente à vertente gerida pelas autoridades. O SIRER e a LOGRNU são plataformas de difícil acesso. Conforme está estipulado no Decreto-Lei 178/2006 a consulta do SIRER é efectuada de modo muito restrito, sendo que no geral os operadores licenciados não têm permissão para acederem aos dados do sector aí armazenados. A LOGRNU, por outro lado é uma base de dados que, por estar em processo de actualização, o acesso à sua informação é complexo tanto para o público, como para os operadores licenciados. Para além da complexidade de aceder aos dados, ambas as plataformas não permitem a comunicação entre os agentes que participam ao longo do ciclo de vida do veículo. Os operadores que não se encontram na rede Valorcar, podem recorrer à página electrónica da referida organização com o intuito de obterem informações sobre o modo como deverão desempenhar as suas actividades. No

entanto, para questões mais específicas sobre o manuseamento de VFV ou para comunicar entre si, os referidos agentes não têm qualquer meio disponível.

O facto dos proprietários dos veículos possuírem dificuldades de acesso às informações sobre os operadores licenciados que não se encontram na rede Valorcar é também negativo para a *performance* global do sistema de gestão de VFV. Caso o proprietário desconheça os operadores licenciados que funcionam na sua região será difícil que ele escolha a opção que se adapte melhor às suas exigências. A Valorcar possui na sua página electrónica um conjunto de dados sobre os centros afectos à sua rede (incluindo também informações sobre a sua localização). Porém, para os outros operadores licenciados, não existe qualquer plataforma de fácil acesso onde o público se possa informar da realidade da região em que está inserido. Assim para territórios onde não existem ou existem poucos centros afectos à rede Valorcar, o risco das práticas de deposição e exportação ilegais pode aumentar. Nos distritos de Beja e Guarda, a Valorcar não possui qualquer centro de recepção ou de desmantelamento. Estes distritos apenas possuem um centro licenciado a funcionar nas suas áreas de jurisdição. Neste sentido, pelo facto de a informação relativa aos centros que estão fora da Valorcar ser deficiente, nos distritos de Beja e Guarda as condições para a ocorrência de esquemas paralelos ao legal poderão aumentar.

### **8.5. *Propostas de Melhoria do Sistema Português***

O sistema português está especialmente vocacionado para a gestão de veículos das classes M1, N1 e motorizados de três rodas. O Decreto-Lei 64/2008 aborda a categoria outros veículos num conjunto de aspectos relacionados com o manuseamento, o cancelamento da matrícula e a obrigação do último proprietário ter que entregar a sua viatura nas instalações apropriadas. No entanto, ao contrário do que se verifica com as outras três classes, a legislação portuguesa não traça metas de valorização, nem responsabiliza os produtores pela gestão deste tipo de veículos. As viaturas pertencentes à classe outros veículos estão sujeitas apenas às regras de mercado e os seus produtores não são envolvidos no processo de final de linha. Além disso, em relação às substâncias perigosas, como o mercúrio, cádmio, chumbo e crómio hexavalente, a única referência presente na lei diz respeito à intenção de reduzir o seu uso nos veículos excluídos pela Directiva 2000/53/CE. Em Portugal não existe qualquer restrição ao uso das substâncias

perigosas, nem metas para a sua redução na composição das viaturas pertencentes à categoria outros veículos.

Assim, neste sentido deve-se alargar as medidas aplicadas na Directiva 2000/53/CE às outras classes de viaturas, com especial ênfase para os motociclos e veículos pesados. O seu alargamento permitiria aumentar as exigências ambientais, assim como o grau de valorização para a globalidade dos veículos. Com a responsabilização do produtor, poder-se-ia estabelecer um elo de ligação entre a fase final do ciclo de vida destes produtos e a sua concepção, o que consequentemente iria levar à redução, prevenção e facilitação do processamento deste tipo de resíduos.

No que se refere à organização do sistema, a actual situação, onde apenas uma entidade representa todos os produtores que se encontram em cumprimento com os requisitos legais, deve ser alterada. O facto da Valorcar ser a única organização encarregada da gestão de VFV potencia situações de monopólio e ausência de competição. Os produtores terão maior dificuldade em encontrar a solução mais eficiente e os operadores licenciados estão limitados ou ao cumprimento dos critérios impostos pela Valorcar ou à possibilidade de desempenhar as suas funções de forma independente. Neste sentido a eficiência do programa pode ser aumentada estimulando a criação de pelo menos uma outra entidade que administre a gestão de VFV. O caso japonês do manuseamento dos resíduos de fragmentação é um exemplo onde duas PRO competem entre si para encontrar o melhor método na gestão deste tipo de resíduos. Os produtores que se encontram no grupo mais adaptado ao processamento dos resíduos de fragmentação são mais competitivos e por isso encontram-se em vantagem sobre os demais. A competição incentiva a inovação e a busca de novas práticas capazes de incrementar a eficácia e eficiência do sistema.

A implementação da rede da Valorcar é outra vertente que também deve ser tida em conta. Segundo dados de Março de 2009, os distritos de Faro, Beja e Guarda não possuíam os centros de recepção ou de desmantelamento exigidos por lei. Assim e para que a entidade gestora cumpra com os requisitos legais é necessário que, até finais de 2009, sejam adicionados mais três centros nas três regiões em falta, um em cada distrito. A admissão na rede deve ser temporariamente limitada. Dever-se-á promover concursos com o intuito de seleccionar de forma periódica o conjunto de operadores que melhor satisfaçam as exigências. Este facto permitirá não só aumentar a competição entre os

operadores licenciados, como também manter a renovação da rede de modo a garantir que os agentes com os melhores desempenhos são escolhidos.

O suporte financeiro da estrutura que participa na gestão de VFV deve reflectir a facilidade com que o veículo é manuseado e o seu grau de valorização. Nos sistemas da União Europeia, em geral, a gestão de VFV é uma actividade rentável que se financia por si. Mesmo com o aumento das exigências ambientais e dos níveis de valorização é provável que esta actividade continue a ter rentabilidade para quem a executa. Por outro lado, o sistema de financiamento da Valorcar apenas é influenciado pela quota de mercado que cada produtor possui. Neste contexto, é necessário alterar o modo como a gestão de VFV é financiada, fazendo com que os produtores sejam influenciados competitivamente pelo grau de adaptação que os veículos têm à fase final das suas vidas.

O produtor deve ser, no cômputo geral, responsável pela gestão de VFV, mas no que diz respeito ao financiamento, a sua responsabilidade deve cingir-se apenas aos componentes e materiais de difícil valorização, em particular os resíduos de fragmentação. O facto do manuseamento ser complexo, somado ao fraco desenvolvimento dos mercados que transaccionam este tipo de elementos, faz com que os componentes e materiais de difícil valorização tenham pouco valor económico. Na actual conjuntura, em vez de serem os produtores a suportar o seu processamento, as despesas são absorvidas pelo rendimento global obtido através da gestão do veículo. Assim e para que os produtores sejam afectados pelo modo como as suas viaturas se comportam nos processos de final de linha é necessário responsabilizá-los apenas pela gestão dos componentes e materiais de difícil valorização. A restante parte do veículo, por ser mais valorizada no mercado e mais fácil de manusear pelos operadores, não precisa de qualquer intervenção.

Em relação ao sistema de financiamento da Valorcar, a capacidade de valorização do veículo deve também ser considerada como variável na prestação cobrada por esta entidade. A alínea 2, do artigo 12 relativa ao Decreto-Lei 196/2003 determina que a prestação financeira deverá reflectir a utilização de substâncias perigosas, a incorporação de materiais reciclados e a sua susceptibilidade para o desmantelamento, reutilização e valorização. Porém, o único factor que influencia o valor do montante dispendido é o peso de mercado que determinado produtor possui. Repare-se que este

aspecto é fundamental para o estímulo à redução e prevenção de resíduos. Conforme for o grau de adaptação da viatura à fase final da sua vida, maior ou menor será a contribuição que o produtor terá no suporte das actividades da Valorcar. Existirá um incentivo para que o VFV não só resulte em menos resíduos, como também seja mais valorizável e mais fácil de manusear, pois se tal acontecer o produtor terá menos despesas com a gestão dos seus veículos. Assim dever-se-á introduzir no esquema de financiamento da Valorcar a componente relativa à capacidade de valorização do VFV, para que se possa estabelecer a ligação entre o design da viatura e a sua *performance* na etapa correspondente ao final de vida.

Nas vertentes monitorização e sistema de informação é igualmente necessário melhorar o desempenho de alguns factores. Existem 6 produtores que se encontram em incumprimento com a legislação em vigor. Os referidos agentes não aderiram à rede administrada pela Valorcar, nem constituíram os seus próprios esquemas de gestão de VFV. Assim é essencial que este problema, que se arrasta desde 2006, seja solucionado o mais rápido possível. Do mesmo modo, o combate aos operadores ilegais deverá ser alvo de atenção. Como foi anteriormente discutido, a existência de agentes ilegais permite que a deposição e exportação ilegais possam continuar a ocorrer, ameaçando o cumprimento dos requisitos ambientais, assim como a eficácia associada ao programa. Dever-se-á por isso persistir nas acções de erradicação destes agentes, tendo como principais prioridades as regiões mais afectadas pelo problema. Lisboa e Vale do Tejo será a área administrativa a ter maior destaque, pois possui aproximadamente 53% do total de agentes a operar ilegalmente no país e apenas 5% do problema solucionado.

No capítulo relacionado com o sistema de informação será importante a criação de uma plataforma de fácil acesso onde possa estar disponível as informações referentes aos operadores independentes e àqueles que se encontram inseridos na rede Valorcar. Neste sentido, o grau de conhecimento que os últimos proprietários terão do sector será mais aprofundado, permitindo que, quando decidirem entregar o seu veículo para abate, escolham a opção que mais se adequa às suas intenções. Além disso, é necessário que se crie um espaço onde os operadores (e particularmente os operadores independentes) possam trocar informações sobre o processo de processamento de VFV. O intercâmbio de informação entre os vários agentes ligados ao ciclo de vida do veículo poderá aumentar a *performance* das operações de final de linha e consequentemente incrementar a eficácia e eficiência do sistema.

Por último, é ainda preciso referir que a exportação de VFV deve ser restringida para países onde o conjunto de leis aí vigente não é tão rigoroso quanto a realidade portuguesa. O facto de existirem países com um quadro legislativo menos exigente faz com que as despesas decorrentes do manuseamento deste tipo de resíduos sejam muito menores do que as que se registam em Portugal. Assim, torna-se apetecível a exportação de VFV para estas regiões, que concretizada, transfere o problema de Portugal para territórios onde as exigências ambientais não são tão rigorosas. A referida situação contribuirá por isso para a deterioração das condições ambientais dos países destinatários e aumentará a degradação do ambiente a nível mundial. Será portanto necessário evitar que a transferência do problema ocorra.



## 9. Conclusões

No presente trabalho conclui-se que existem políticas que, devido às suas características e às particularidades do sector em causa, não só podem ter impacto nas regiões onde são aplicadas, mas também contagiar outros países. A Directiva 2000/53/CE, introduzida para regular a gestão dos VFV, influenciou determinantemente a política mundial de ambiente e gestão deste tipo de resíduos. O sector ligado aos veículos motorizados é um dos principais vectores da economia mundial. Este facto somado ao peso que a União Europeia detém no ramo em questão fez com que outras regiões do mundo seguissem o exemplo europeu e adoptassem medidas para regular a gestão de VFV. Mesmo em regiões onde o final de vida dos veículos não é regulado, como nos Estados Unidos, verificou-se que a indústria procurou adaptar-se ao novo paradigma internacional e adoptar práticas que estivessem de acordo com as novas exigências ambientais. Assim, a tese defendida por vários autores sobre o peso que a Directiva 2000/53/CE teve no panorama internacional foi confirmada na investigação realizada.

A transição que ocorreu de programas de natureza voluntária para programas de carácter obrigatório foi outro factor igualmente observado. A maioria dos países estudados optaram, numa fase inicial, por criar programas que abordassem de forma voluntária o problema relacionado com a gestão de VFV. Porém e porque os níveis de participação e de empenho dos agentes implicados não era o desejado, optou-se por mudar o carácter dos programas para vinculativo. Os sistemas voluntários são adequados a contextos de transição, onde a exigência e a amplitude do programa em causa são pouco elevados. Eles são particularmente indicados para fases experimentais ou no início da aplicação de determinado pacote de medidas. Caso se pretenda tornar o programa mais abrangente e com requisitos superiores, o carácter obrigatório será o mais apropriado, conferindo ao sistema uma maior fiabilidade.

Em relação à gestão de VFV, verificou-se que nos países objecto de análise existem duas abordagens distintas do problema. A primeira consiste na não regulação do sector. Nesta opção, o mercado é o principal factor que influencia o grau de desempenho dos operadores, assim como a percentagem do VFV que é valorizada. Por outro lado, na outra abordagem optou-se por estipular um conjunto de requisitos de forma a abranger as várias vertentes do problema. Os Estados Unidos é o único país que se baseia nas leis

de mercado. Os restantes territórios decidiram regular a gestão deste tipo de resíduos. Do ponto de vista da eficácia ambiental e do potencial de valorização que as opções podem proporcionar, a abordagem que se baseia na regulação do problema garante melhores prestações. Na opção regida pelas leis de mercado as actividades são executadas apenas quando a rentabilidade destas o permitir.

Nos países que regulam a gestão de VFV, observou-se que o princípio da EPR é estruturante na forma como os requisitos e os próprios programas foram constituídos. A aplicação deste princípio permite aumentar os níveis de valorização do VFV, mesmo que o rendimento das operações de fim de linha seja nulo ou negativo. Caso o programa esteja bem delineado, a EPR tem a potencialidade de estimular as práticas de eco-design e design para final de vida. A prevenção e redução de resíduos são assim incentivadas, levando os sistemas a melhorarem as suas componentes de eficiência económica e eficácia ambiental.

Como pontos comuns, foi constatado que em todos os sistemas analisados, a gestão de VFV está organizada nas seguintes etapas:

- Entrega;
- Manuseamento e valorização;
- Deposição final.

Na primeira fase, concluiu-se que o sistema de registo dos veículos é determinante para que exista uma elevada taxa de participação nos circuitos legais de gestão de VFV. Caso se negligencie esta vertente poder-se-á verificar a ocorrência do abandono e da deposição e exportação ilegais deste tipo de produtos. Na política de registo e cancelamento de registo, os Estados Unidos estão desorganizados, apresentando graves lacunas no controle e incentivo à entrega deste fluxo de resíduos. O Japão e a União Europeia têm melhores desempenhos nesta componente. Nas referidas regiões, constatou-se que no geral existem três tipos de cancelamento de registo: para exportação, abate e temporário. A União Europeia é especialmente exigente no que concerne ao cancelamento para abate. Nesta região, o registo do veículo é cancelado apenas quando o certificado de destruição é emitido. Existe um claro incentivo à deposição legal, pois só com o registo cancelado é que o antigo proprietário deixa de pagar os impostos aplicados ao veículo. Em relação ao cancelamento temporário,

exceptuando o caso holandês, nos países que possuem este tipo de anulação do registo existem condições que podem potenciar a ocorrência de práticas ilegais. Refira-se ainda que, pelo facto de no Japão o proprietário que escolha exportar o seu veículo recebe a quantia equivalente à taxa de reciclagem, existe um incentivo à exportação de VFV em detrimento da opção que leva ao seu abate.

Na fase de entrega é ainda necessário mencionar que na Europa e Japão, este acto é isento de qualquer tipo de pagamento. Assim, para além do sistema de registo de veículos, esta situação contribui para incentivar o último proprietário a depositar o seu VFV nos centros apropriados, aumentando por isso as taxas de recolha deste tipo de resíduos.

Na etapa relativa ao manuseamento e valorização do veículo, os factores relacionados com a estrutura do sector e o seu financiamento são decisivos no aumento da eficácia ambiental e eficiência económica da gestão dos VFV. As estruturas colectivas permitem agregar recursos e neste sentido uma maior eficiência económica. Porém, os sistemas colectivos poderão apresentar problemas relacionados com a falta de competição e situações de monopólio. Este problema pode ser evitado ou mitigado caso se crie uma realidade onde duas ou mais organizações colectivas compitam entre si. A forma de financiamento pode igualmente incentivar a competição dentro das organizações. Se as prestações financeiras forem diferenciadas entre marcas e modelos de veículos, reflectindo por exemplo a capacidade que possuem em se adaptar ao final das suas vidas, a competição entre produtores será fomentada.

Do ponto de vista da eficácia ambiental, a diferenciação do suporte financeiro é decisiva não só para o aumento das taxas de valorização, como também para a prevenção e redução de resíduos. Caso o valor da prestação reflecta o nível de valorização e a capacidade que o produto tem em facilitar as operações de final de vida, existirá competição entre produtores no sentido de tornar os seus veículos cada vez mais adaptados a este tipo de processos. Verifica-se assim que os programas que adoptaram esta diferenciação possuem o potencial de melhorar a sua *performance* ambiental, actuando a montante do ciclo de vida do produto; onde as alterações aí praticadas poderão ter uma grande influência na forma como o VFV é manuseado.

A componente ligada à informação é outra vertente importante para o bom funcionamento dos programas. Verificou-se que caso os sistemas de informação estejam bem delineados, poderá existir troca de informação sobre as fases a montante e a jusante do ciclo de vida do veículo. Com a informação armazenada e disponibilizada aos vários agentes, existirá um melhor esclarecimento do papel que cada actor desempenha no sistema. Neste sentido, com um melhor conhecimento do sector, as *performances* dos produtores e operadores poderão também ser aperfeiçoadas, aumentando por isso os níveis de desempenho associados ao programa em questão.

Constatou-se também que o modo como se responsabiliza o produtor pela gestão dos VFV é essencial para os desempenhos económico e ambiental dos programas. Na União Europeia o VFV é encarado como um todo, enquanto que no Japão apenas os componentes com maior dificuldade em serem valorizados é que estão sob alçada dos produtores. O problema da gestão de VFV não está nos cerca de 75 a 80% do veículo que, tendo por base as forças de mercado, são normalmente valorizados. É a restante parte, composta na sua grande maioria pelos resíduos de fragmentação, que representa a verdadeira dificuldade. Em ambas as regiões existem metas de desempenho que não só garantem a obtenção de valores mínimos para a valorização dos VFV, como também a melhoria das práticas existentes. Na União Europeia e Japão estipulou-se que, no ano de 2015, 95% do veículo tem que ser valorizado. No entanto, a forma como o Japão encara o VFV sobrecarrega mais os produtores do que os agentes que executam as operações de final de linha. O programa japonês proporciona assim mais estímulos à adopção do eco-design e design para final de vida, tendo por isso um maior peso nas vertentes prevenção e redução de resíduos. Como existe um maior número de incentivos às alterações numa fase mais a montante no ciclo de vida dos veículos, os efeitos destas modificações possuem um maior impacto para a melhoria das *performances* do sistema.

No que se refere às substâncias perigosas, das regiões estudadas, a União Europeia foi a única a restringir a utilização de mercúrio, chumbo, cádmio e crómio hexavalente. No capítulo legislativo a União obriga a substituição destes materiais, impondo aos produtores a melhoria dos seus desempenhos ambientais no que concerne à opção de utilizar estas substâncias no fabrico dos seus veículos. Na prática, constatou-se que, pelo peso que esta região tem no sector dos veículos motorizados, a indústria mundial optou por uniformizar as plataformas de produção e adoptar a restrição proposta pela União Europeia. Neste sentido, verificou-se que no Japão e Estados Unidos os principais

fabricantes começaram a substituir o uso destas substâncias perigosas na constituição dos seus veículos.

No cômputo geral, concluiu-se que o Japão é o país onde o programa de gestão VFV apresenta as melhores características no que se refere aos desempenhos ambiental e económico. Embora apresente algumas lacunas, constatou-se ser o único a responsabilizar os produtores pela gestão dos componentes de difícil valorização, a apresentar diferenciação no suporte financeiro das operações e a estar organizado em estruturas colectivas que competem entre si. Estes factores aliados às vertentes partilhadas com a União Europeia, como a regulação do sector, o estabelecimento de metas (as percentagens de valorização são semelhantes também) e a selecção da EPR como o princípio base para as políticas de gestão de VFV faz com que o programa japonês apresente as melhores características dentro dos países estudados.

Os programas europeus estão especialmente focados para as operações de final vida. Nestes programas verificou-se a existência de duas realidades: os sistemas colectivos na Holanda, Portugal e Suécia; e os sistemas de carácter individual na Alemanha. Apesar de existir estes dois modos de organização, o incentivo dado à prevenção e redução de resíduos é semelhante, pois pelo facto de se encarar a gestão dos VFV no seu todo, os produtores não são devidamente responsabilizados pelo final de vida dos seus veículos. Verificou-se no entanto que existe diferentes estímulos dados aos operadores. A Alemanha, por ter uma estrutura composta por esquemas individuais, estimula a competição entre os vários operadores da cadeia de processamento de VFV. Na Holanda e em Portugal são dados prémios em função das prestações destes agentes, com maior significância no caso holandês.

Os Estados Unidos é o país em que a gestão de VFV apresenta piores níveis de eficácia ambiental. Este facto deve-se sobretudo pela desorganização e inexistência de regulação do sector. Apenas as leis de mercado influenciam as actividades desempenhadas ao longo da cadeia de gestão de VFV.

Refira-se ainda a importância que as autoridades e as organizações colectivas constituídas por produtores ou pelos vários agentes do sector têm no desempenho dos sistemas. Em todos os países estudados observou-se que as autoridades desempenham funções relacionadas com a monitorização e controlo das actividades do sistema. Elas

são também responsáveis por actos administrativos, como o licenciamento dos operadores ou o cancelamento dos registos dos veículos, sendo igualmente encarregues da criação de novas leis ou regulamentos. Por outro lado, em alguns programas, as organizações colectivas administram os processos de gestão de partes ou da totalidade dos VFV. Na maioria dos casos, elas possuem um papel determinante nas vertentes do sistema de informação e na monitorização.

No que diz respeito à análise específica para o caso português, verificou-se que a partir da criação da Directiva 2000/53/CE e da consequente transposição no Decreto-Lei 196/2003, a gestão de VFV em Portugal começou a se organizar e a melhorar as suas práticas. A Valorcar é responsável por administrar o processo de final de vida do veículo, representando todos os produtores que se encontram com a sua situação regularizada no país. Em Portugal, a gestão de VFV é executada por operadores que pertencem à rede da Valorcar ou que se encontram a desempenhar as suas funções de forma independente. Em ambos os casos estes agentes têm que estar devidamente licenciados para executarem as suas actividades.

No ano de 2008, o programa português cumpriu as metas fixadas na Directiva 2000/53/CE, ou seja, reutilizou e reciclou cerca de 81,7% do peso dos VFV e reutilizou e valorizou cerca de 85,5% do mesmo. Como principais melhorias, verificou-se o aumento dos incentivos dados ao último proprietário para entregar o seu VFV nos locais apropriados. A reforma do sistema fiscal aplicado ao sector dos veículos é o principal motivo para esta alteração. A criação do IUC veio estimular a devida entrega do VFV sob pena do último detentor continuar a pagar o imposto. Existem outros factores que também contribuíram para um maior estímulo à deposição legal do VFV. A isenção de qualquer tipo de pagamento associado ao acto, a obrigatoriedade deste e o Incentivo Fiscal ao Abate de VFV contribuíram igualmente para um maior estímulo do proprietário.

A rede Valorcar progressivamente tem aumentado o número de operadores. Neste sentido, verifica-se uma maior abrangência da estrutura que faz a gestão dos VFV. Existindo um maior número de operadores distribuídos pelo território português, a capacidade de manuseamento deste tipo de resíduos também aumenta. Observa-se igualmente um decréscimo do risco associado às práticas ilegais, como o abandono e a exportação e deposição ilegais.

A Valorcar estimula a melhoria das actividades dos seus operadores, dando um prémio pela melhor prestação anual. Embora o incentivo não seja tão significativo como em outros países estudados, de certa forma este permite fomentar a contínua melhoria das práticas realizadas na sua rede.

A vertente relacionada com a informação e controlo das operações registou também melhorias. A Valorcar criou plataformas onde os vários actores do sistema se podem informar e comunicar entre si. O SIV e a página da Valorcar na Internet são exemplificativos da acção que esta entidade tem no armazenamento e disponibilização de informação. Na componente da monitorização, a Valorcar participa na fiscalização e acompanhamento das actividades do sector. Verificou-se igualmente um esforço por parte das autoridades no sentido de identificar e encerrar operadores que se encontram em situação ilegal. Entre o ano de 2007 e princípios de 2008, foram identificados 695 casos de operadores ilegais, sendo que destes 144 encontram-se com as suas situações solucionadas ou em vias de o ser.

Como pontos negativos, conclui-se que o financiamento do programa português não estimula as melhores práticas existentes, ou seja, o eco-design e design para final de vida. A prevenção e redução de resíduos são por isso pouco incentivadas. As razões apontadas para a ocorrência deste facto são:

- O contexto europeu encarar a gestão do VFV como um todo. O produtor não é financeiramente responsabilizado pelas partes que apresentam maior dificuldade em serem valorizadas;
- A não contabilização da capacidade que os vários VFV possuem em se adaptar as operações de final de vida. É inexistente qualquer diferenciação na prestação anual que reflecta este factor.

A rede da Valorcar encontra-se incompleta nos distritos de Faro, Guarda e Beja. O incumprimento deste requisito legal potencia a existência de comportamentos/circuitos ilícitos que podem pôr em causa a viabilidade do programa. Neste documento constatou-se ainda que, em Portugal, pelo facto da Valorcar ser a única estrutura vocacionada para a gestão de VFV, a monopolização do sector pode ser favorecida. A inexistência de redes que compitam entre si pode baixar os níveis de eficiência económica e eficácia ambiental do programa.

Na monitorização e sistema de informação existem também situações negativas. A permanência de um grande número de operadores ilegais em funcionamento põe em causa toda a viabilidade do programa. Quanto à componente relacionada com o sistema de informação, embora para a rede da Valorcar esta vertente seja satisfatória, existe pouca informação acessível em relação aos operadores independentes. Além disso, estes agentes não possuem qualquer meio para comunicar entre si ou com os produtores, facto que poderia aumentar as prestações destes agentes.

Por fim, foi seleccionado um conjunto de alterações ao contexto português com a finalidade de melhorar o desempenho do programa. As mudanças mais significativas são propostas nas componentes financiamento e estímulo à competição. A tabela 9.1 sintetiza as medidas propostas no presente documento tendo como objectivo aumentar a *performance* do sistema de gestão de VFV em Portugal.

**Tabela 9.1 – Síntese das propostas de alteração ao programa de gestão de VFV em Portugal**

<b>Propostas de Alteração</b>	Alargamento às outras categorias de veículos das medidas aplicadas às classes M1, N1 e de três rodas a motor
	Existência de duas ou mais entidades responsáveis por administrar a gestão de VFV
	Completar o número de centros de recepção ou de desmantelamento que a entidade gestora do sistema integrado tem que possuir nos distritos de Faro, Beja e Guarda
	Organização de concursos periódicos de forma a seleccionar o conjunto de operadores que reúnem as melhores condições
	Diferenciação da prestação financeira de forma reflectir o grau de adaptação que determinado modelo ou marca de veículos possui à fase final das suas vidas
	O produtor passa a ser responsável por suportar financeiramente apenas os componentes e materiais que apresentem maior dificuldade em serem valorizados
	Solucionar o problema dos produtores e operadores que se encontram em incumprimento com os requisitos legais
	Criação de uma plataforma de fácil acesso onde estejam disponíveis informações sobre os operadores independentes e afectos à rede Valorcar
	Criação de um espaço de comunicação e troca de informação entre os operadores independentes
	Evitar a exportação de VFV para países cuja legislação é menos exigente que o contexto português



## 10. Desenvolvimentos Futuros

Ao longo do documento foi constatado que as políticas assentes na EPR têm a potencialidade de não só influenciar o design dos veículos, como também a longo prazo reduzir a geração de resíduos e aumentar o seu grau de valorização. Pelo menos desde 2002, data final da implementação da Directiva 2000/53/CE, que um conjunto de países tem a EPR como princípio base para a gestão de VFV. Assim e porque os veículos são produtos que têm períodos de vida longos (por exemplo, segundo dados da Agência Europeia do Ambiente de 2002, em 1998, na União Europeia a 15, o período médio de vida de um veículo era de 7,3 anos), as alterações que foram realizadas a montante na cadeia de produção tiveram ainda pouco peso na valorização e processamento dos VFV. Será por isso útil aprofundar-se o estudo sobre os impactes que a regulação e o emprego da EPR têm na gestão de VFV e perceber até que ponto as medidas aplicadas na fase de concepção dos veículos influenciaram a sua valorização.

O estudo do processamento dos VFV em países onde as condições ambientais e socioeconómicas são inferiores aos que foram analisados neste trabalho é outro factor a ter em conta. Em futuras pesquisas, a exportação destes resíduos deve ser uma das vertentes em destaque. Deve-se analisar formas de evitar com que os VFV sejam massivamente exportados para regiões desfavorecidas. A pesquisa neste campo permitirá encontrar novos métodos capazes de controlar o fluxo transfronteiriço de veículos e impedir que se transfira o problema da gestão de VFV para estas regiões. Repare-se que com a exportação de VFV para os referidos territórios, as condições ambientais aí existentes podem ainda deteriorar-se mais.

No contexto geral será também importante continuar o estudo de métodos e conceitos inovadores que permitam incrementar o desempenho do sector ligado aos VFV. Neste sentido, dever-se-á apostar na investigação de novas abordagens ao problema que consigam aumentar a qualidade dos programas que gerem este tipo de resíduos.

No que diz respeito à realidade portuguesa é igualmente necessário apostar na investigação de novas formas de melhorar as *performances* ambiental e económicas do programa. Dentro das propostas de alteração sintetizadas na tabela 9.1 ter-se-á que estudar a aplicação do sistema de financiamento capaz de fomentar a competição e as práticas de eco-design e design para final de vida. Será preciso identificar as

características dos veículos que melhor se enquadram à facilitação das operações e incremento das taxas de valorização. No mesmo sentido, dever-se-á encontrar o melhor método de corresponder este tipo de características às prestações pagas pelos produtores.

No esquema de financiamento da Valorcar será relevante o estudo de novas formas de reflectir o peso de mercado sem pôr em risco a própria sustentabilidade do sistema. É necessário analisar como se deve introduzir a variável peso de mercado que correlacione o volume vendido pelo produtor e os VFV que no presente estão a ser manuseados, sem comprometer a viabilidade económica deste agente e do sistema administrado pela Valorcar.

É também pertinente que se pesquise sobre as condições para a criação de outras entidades que possam competir com a Valorcar. Dever-se-á analisar se o contexto português consegue suportar a existência de duas ou mais entidades gestoras de sistemas que façam a gestão de VFV. Factores como quantos operadores estas entidades deveriam possuir em cada distrito ou o número máximo de produtores que as podiam constituir são exemplos de vertentes que deveriam ser abrangidas no estudo.

Por outro lado, as medidas que responsabilizam os produtores pela gestão de VFV e que estabelecem metas para a sua valorização, entre outras medidas que são exclusivas das classes M1, N1 e veículos a motor de 3 rodas, devem ser alargadas aos outros tipos de viaturas. Para isso não só se deverá perceber quais as diferenças que existem entre este tipo de veículos e os focados na Directiva 2000/53/CE, bem como será necessário encontrar a melhor abordagem para a sua gestão de fim de linha.

Em relação a novo IUC, conforme foi referido neste trabalho, a reforma do sistema fiscal do sector automóvel veio contribuir significativamente para que o proprietário se sentisse motivado a entregar o seu VFV nos locais apropriados. Apesar deste documento fazer uma pequena sondagem de modo a perceber a eficácia deste novo imposto, é necessário um estudo aprofundado para que se possa entender realmente o seu verdadeiro impacte no sector.

# Bibliografia

## *Livros, artigos, relatórios*

Amaral, J. (2004), *Valorcar: A Gestão dos Veículos em Fim de vida em Portugal*, Departamento Técnico, Valorcar – Sociedade de Gestão de Veículos em Fim de Vida, LDA.

Amaral, J. (2005), *Desenvolvimento de uma metodologia de Ecodesign: aplicação ao automóvel*, Tese de Doutoramento, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.

Andersen, F., H. Larsen, M. Skovgaard (2008), *Projection of end-of-life vehicles: Development of a projection model and estimates of ELVs for 2005-2030*, European Topic Centre on Resource and Waste Management, Copenhagen.

Ando, G., C. Steiner, A. Selinger, K. Shin (2002), *Automobile Shredder Residue Treatment in Japan: Experience of 95'000 t ASR Recycling and Recovery available for Europe through TwinRec*, in *International Automobile Recycling Congress*, 13-15 Março 2002, Genebra, Suíça, International Congress & Marketing.

ANFAC (2009), *European Motor Vehicle Parc 2007*

[http://www.acea.be/images/uploads/files/20090218\\_EU\\_Motor\\_Vehicles\\_in\\_Use\\_2007.pdf](http://www.acea.be/images/uploads/files/20090218_EU_Motor_Vehicles_in_Use_2007.pdf), (6 de Julho de 2009)

Associação do Comércio Automóvel de Portugal (2007), *News*, ACAP, n.º43.

Associação do Comércio Automóvel de Portugal, *AUTO INFORMA* (2007), *Estatísticas do Sector Automóvel*, ACAP, AUTO INFORMA, Lisboa.

Auto Recycling Nederland BV (2007), *Milieuverslag, Environmental Report 2006*, Auto Recycling Nederland (ARN) BV, Amsterdam.

Barde, JP. (1994), *Economic Instruments in Environment Policy: Lessons from the OECD Experience and their Relevance to Developing Economies*, Working Paper n.º 92 Publicação OECD/GD (93) 193, Paris.

Blackman, A., T. Lyon, N. Sisto (2006), *Voluntary Environmental Agreements when Regulatory Capacity is Weak*, *Comparative Economics Studies*, Vol. 48, n.º 4, 682-702 pp.

Blumberg, J., Å. Korsvold, G. Blum (1996), *Environmental Performance and Shareholder Value*, World Business Council for Sustainable Development, Conches-Geneva.

Boon, J., J. Isaacs, S. Gupta (2003), *End-of-Life Infrastructure Economics for "Clean Vehicles" in the United States*, *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 7, n.º 1, 25-45 pp.

Börkey, P., F. Lévêque (2000), Voluntary Approaches for Environmental Protection in the European Union – A Survey, *European Environment*, Vol. 10, n.º 1, 35-54 pp.

Braun, C., K. Dirckinck-Holmfeld (2005), Implementing WEEE in Denmark - Has Extended Producer Responsibility been the Outcome?, in *2005 International Conference on Asian Green Electronics – Design for Manufacturability and Reliability*, Shanghai, China, 15-18 Março 2005, Institute of Electrical and Electronics Engineers (IEEE), 67-75 pp.

Bressers, Hans TH. A., D. Huitema (1999), Economic Instruments for Environmental Protection: Can We Trust the “Magic Carpet”?, *International Political Science Review*, Vol. 20, n.º 2, 175-196 pp.

Brezet, H., C. Hemel (1997), *Ecodesign: A promising approach to sustainable production and consumption*, United Nations Environmental Programme (UNEP), Paris.

Cassells, S., J. Holland, A. Meister (2005), End-of-life Vehicle Disposal: Policy Proposals to Resolve an Environmental Issue in New Zealand, *Journal of Environmental Policy & Planning*, Vol. 7, n.º 2, 107-124 pp.

Comissão Europeia (2005), *EU Waste Policy: The story behind the strategy*, Comissão Europeia, Bruxelas.

[http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/story\\_book.pdf](http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/story_book.pdf), (12 de Junho de 2009)

Davis, G. (1994), Extended Producer Responsibility: A New Principle for a New Generation of Pollution Prevention, in C. Wilt, G. Davis (eds) *Proceedings of the Extended Producer Responsibility Symposium*, Center for Clean Products and Clean Technologies, Washington, 1-14 pp.

Daniels, E., J. Carpenter, C. Duranceau, M. Fisher, C. Wheeler, G. Winslow (2004), Sustainable End-of-Life Vehicle Recycling: R&D Collaboration between Industry and the U.S. DOE, *The Journal of The Minerals, Metals & Materials Society (JOM)*, Vol. 56, n.º 8, 28-32 pp.

Davis, G. (1999), Principles for Application of Extended Producer Responsibility, in *OECD Joint Workshop on Extended Producer Responsibility and Waste Minimization Policy in Support of Environmental Sustainability*, Publicações OCDE, Paris, 101-107 pp.

Davis, G., T. Lindhqvist, N. Tojo (2003), EPR Programme Implementation: Institutional and Structural Factors, in *Proceedings of OECD Seminar on Extended Producer Responsibility: EPR Programme Implementation and Assessment*, Publicações OCDE, Paris, 226-275 pp.

Denne, T. (2005), *Economic Instruments for Waste Management*, Covec, Auckland.

<http://www.covec.co.nz/sites/covec.tst/files/resources/economic-instruments-environment.pdf>, (15 de Maio de 2007)

Department for Environment, Food and Rural Affairs (2002), *The Government's Strategic Review of diffuse water pollution from agriculture in England: Types of Environmental Policy Instruments*, DEFRA, Reino Unido.

<http://www.defra.gov.uk/FARM/environment/water/csf/reports/dwpa03.htm>, (21 de Maio de 2007)

Development Bank of Japan (2003), *Prospects and Challenges for End-of-Life Vehicle Recycling*, Report n.º 41, Development Bank of Japan, Japão.

Dias, P. (2005), *Veículos abandonados na via pública: Proposta de alteração dos trâmites processuais na recolha dos VEV abandonados*, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.

El-Kretsen (2006), Annual Report of 2006, Barnhusgatan-Estocolmo.

End of Life Vehicle solutions (2008), *2007 Annual Report Update*, End of Life Vehicle solutions (ELVS).

<http://www.elvsolutions.org/2007%20ELVS%20Annual%20Report%20Update%20Final.pdf>, (10 de Setembro de 2008)

European Environment Agency (1999), *Environment in the European Union at the turn of the century*, Environmental Assessment Report n.º 2, EEA, Luxembourg.

European Environment Agency (2002), *TERM 2002 33 EU – Average age of the vehicle fleet*

[http://ims.eionet.europa.eu/Sectors\\_and\\_activities/transport/indicators/TERM33,2002](http://ims.eionet.europa.eu/Sectors_and_activities/transport/indicators/TERM33,2002), (11 de Dezembro de 2008)

Fava, J., J. Hall, A. Russell, K. Saur, S. Turnbull, J. Clipsham (2003), *Product Stewardship Opportunities within the Automotive Industry*, Five Winds International.

Fergusson, M. (2007), *End of Life Vehicles (ELV) Directive: An assessment of the current state of implementation by Member States*, Parlamento Europeu, Bruxelas.

Ferrão, P., P. Nazareth, J. Amaral (2006), Strategies for Meeting EU End-of-Life Vehicle Reuse/Recovery Targets, *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 10, n.º 4, 77-93 pp.

Ferrão, P., P. Ribeiro, P. Silva (2008), A management system for end-of-life tyres: A Portuguese case study, *Waste Management*, Vol. 28, n.º 3, 604-614 pp.

Field, B.C., M. K. Field (2002), *Environmental Economics: An Introduction*, McGraw-Hill/Irwin, New York.

Fishbein, B. (1997), Industry Programme to Collect and Recycle Nickel-Cadmium (Ni-Cd) Batteries, in C. Wilt, G. Davis (eds) *Extended Product Responsibility: A New Principle for Product-Oriented Pollution Prevention*, Center for Clean Products and Clean Technologies, University of Tennessee, Knoxville, 84-113 pp.

Fishbein, B. (2000), The EPR Policy Challenge for the United States, in B. Fishbein, J. Ehrenfeld, J. Young (eds), *Extended Producer Responsibility: A materials policy for the 21st century*, Inform, Nova Iorque, 55-189 pp.

Fishbein, B. (2002), *Waste in the Wireless World: The Challenge of Cell Phones*, INFORM Inc, Nova Iorque, 53-59 pp.

Forslind, K. (2005), Implementing extended producer responsibility: the case of Sweden's car scrapping scheme, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 13, n.º 6, 619-629 pp.

Forslind, K. (2007), The economics of environmental law enforcement: end-of-life vehicles, *European Journal of Law and Economics*, Vol. 23, n.º 3, 223-236 pp.

Forslind, K. (2006), *Return to sender: essays on extended producer responsibility*, Linköping Studies in Arts and Science, n.º 368, Linköping Studies in Management and Economics, n.º 70, Linköpings Universitet, Linköping.

Fuji, M., V. Blass, L. Favret, S. Mahdavi, R. Miller, J. Neira (2006), *End-of-Life Management of Cell Phones in the United States*, A Group Project submitted in partial satisfaction of the requirements for the degree of Master's of Environmental Science and Management for the Donald Bren School of Environmental Science and Management, University of California, Santa Barbara

Fullerton, D., W. Wu (1998), Policies for Green Design, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 36, n.º 2, 131-148 pp.

Fumikazu, Y. (2005), The Cyclical Economy of Japan, *Economic Journal of Hokkaido University*, Vol. 34, 1-135 pp.

Galeano, S. (1999), Evaluation of Policy Options: A Requirement in National Waste Minimization Improvements, in *OECD Joint Workshop on Extended Producer Responsibility and Waste Minimization Policy in Support of Environmental Sustainability*, Publicações OCDE, Paris, 81-86 pp.

Gardiner, D., L. Jacobson (2002), Will Voluntary Programs will be Sufficient to Reduce U.S. Greenhouse Gas Emissions?, *Environment*, Vol. 44, n.º 8, 25-33 pp.

Gemeinsame Stelle Altfahrzeuge der Bundesländer (2007), Informationsschrift Nr. 1, Gemeinsame Stelle Altfahrzeuge der Bundesländer (GESA), Neumünster, Alemanha [http://www.altfahrzeugstelle.de/docs/GESA\\_Allgemeine\\_Informationen\\_1.pdf](http://www.altfahrzeugstelle.de/docs/GESA_Allgemeine_Informationen_1.pdf), (11 de Abril de 2009)

Gerrard, J., M. Kandlikar (2007), Is European end-of-life vehicle legislation living up to expectations? Assessing the impact of the ELV Directive on "green" innovation and vehicle recovery, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 15, n.º 1, 17-27 pp.

Hischier, R., P. Wäger, J. Gauglhofer (2005), Does WEEE recycling make sense from an environmental perspective? The environmental impacts of the Swiss take-back and

recycling systems for waste electrical and electronic equipment (WEEE), *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 25, n.º 5, 525-539 pp.

Honda (2007), *Honda Environmental Annual Report 2007*, Tóquio.

Hosoda, E. (2001), An Economic Analysis of Shredder Residue, in *14th International Conference on Input-Output Techniques*, Montreal, Canadá, 10-15 Outubro 2002, International Input-Output Association(IIOA).

INFORM (2003), *Electric appliance recycling in Japan*, INFORM Inc., Nova Iorque.  
[http://www2.uca.es/grup-invest/cit/otros%20%20países\\_archivos/AE\\_Japan.pdf](http://www2.uca.es/grup-invest/cit/otros%20%20países_archivos/AE_Japan.pdf), (7 de Novembro 2008)

Instituto da Mobilidade e dos Transportes Terrestres (2006), *O Sector dos transportes na economia nacional*, IMTT.

Japan Automobile Manufacturers Association (2008), *The Motor Industry of Japan 2008*, JAMA, Tóquio.  
[www.jama-english.jp/publications/MIJ2008.pdf](http://www.jama-english.jp/publications/MIJ2008.pdf), (6 de Julho de 2009)

Japan Auto Recycling Partnership (2008), *Proper Work under the End-of-Life Vehicle Recycling Law: Concerning Proper Work, etc. for Airbags - Simplified manual*, Japan Auto Recycling Partnership.  
[http://www.jarp.org/12/pdf/2008/0802/0802abmmanual\\_ab\\_e.pdf](http://www.jarp.org/12/pdf/2008/0802/0802abmmanual_ab_e.pdf), (18 de Outubro de 2008)

Japan External Trade Organization (2006), *Car Recycling Business in Japan*, JETRO Japan Economic Report, June-July 2006.  
<http://www.jetro.go.jp/australia/market/index.html/carrecycling.pdf>, (6 de Janeiro de 2008)

Jofre, S., T. Morioka (2005), Waste management of electric and electronic equipment: comparative analysis of end-of-life strategies, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, Vol. 7, n.º 1, 24-32 pp.

Jody, B., E. Daniels (2006), *End-of-Life Vehicle Recycling: The State of the Art of Resource Recovery from Shredder Residue*, Energy Systems Division, Argonne National Laboratory, Oak Ridge.

Jordan, A., R. Wurzel, R. Zito, L. Brückner (2003), Policy Innovation or “Muddling Through”? “New” Environmental Policy Instruments in the United Kingdom, *Environmental Politics*, Vol. 12, n.º 1, 179-200 pp.

Kahlenborn, W., D. Maso (2001), *The Eco-Management and Audit Scheme: A New Opportunity for Financial Institutions*, Comissão Europeia, Bruxelas.

Khetriwal, D., P. Kraeuchi, R. Widmer (2009), Producer responsibility for e-waste management: Key issues for consideration – Learning from the Swiss experience, *Journal of Environmental Management*, Vol. 90, n.º 1, 153-165 pp.

Kim, O., M. Walker (1984), The free rider problem: Experimental evidence, *Public Choice*, Vol. 43, n.º 1, 3-24 pp.

Kim, N. (2002), *Exploring Determinant Factors for Effective End-of-Life Vehicle Policy: Experiences from European end-of-life vehicle systems*, IIIIE Reports 2002:7, IIIIE, Lund University, Lund.

Kim, J. (2005), Strategy and Development of Recycling Technology for End-of-Life Vehicles (ELVs) in Germany, *Journal of the Korean Institute of Resources Recycling*, Vol. 14, n.º 3, 16-36 pp.

Kollberg, M (2003), *Exploring the Environmental Effectiveness of Extended Producer Responsibility Programmes: An analysis of approaches to collective and individual responsibility for WEEE management in Sweden and the UK*, IIIIE Master's Theses 2003:13, IIIIE, Lund University, Lund.

Koss, KD. (2009a), *GESA – Gemeinsame Stelle Altfahrzeuge der Bundesländer: Ein Suchsystem im Bereich der Demontage-Anlagen der Altfahrzeuge*, Landesamt für Natur Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Kvist, K., Nören, A. (2008), *End-of-life Vehicles, Sweden: Legislation and Conditions – An Overview*, BIL Sweden.

Kumar, V., J. Sutherland (2008), Sustainability of the automotive recycling infrastructure: review of current research and identification of future challenges, *International Journal of Sustainable Manufacturing*, Vol. 1, n.º 1/2, 145-167 pp.

Langrová, V. (2002), *Comparative Analysis of EPR Programmes for Small Consumer Batteries: Case study of the Netherlands, Switzerland and Sweden*, IIIIE Reports 2002:9, IIIIE, Lund University, Lund.

Lévêque, F. (2004), Discussant Commentary on EPR Policy Goals and Policy Choices: What does Economics Tell us, in *Economic Aspects of Extended Producer Responsibility*, Publicações OCDE, Paris, 51-54 pp.

Lifset, R. (1993), Take it Back: Extended Producer Responsibility as a Form of Incentive-based Environmental Policy, *The Journal of Resource Management and Technology*, Vol. 21, n.º 4, 163-175 pp.

Lindhqvist, T. (2000), *Extended Producer Responsibility in Cleaner Production: Policy Principle to Promote Environmental Improvements of Product Systems*, IIIIE Dissertation 2000:2, IIIIE, Lund University, Lund.

Lindhqvist, T. (2001), *Extended Producer Responsibility for End-of-Life Vehicles in Sweden: analysis of effectiveness and socio-economic consequences*, IIIIE Reports 2001:18, IIIIE, Lund University, Lund.

Lindhqvist, T., R. Lifset (2003), Can we take the concept of individual producer responsibility from theory to practice?, *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 7, n.º 2, 3-6 pp.



Lindhqvist, T., N. Tojo, C. Rossem (2006a), *Lost in Transposition? A study of the implementation of Individual Producer Responsibility in the WEEE Directive*, Greenpeace International, Friends of the Earth e European Environmental Bureau.

Lindhqvist, T., N. Tojo, C. Rossem (2006b), *Extended Producer Responsibility: An Examination of its Impact on Innovation and Greening Products*, Greenpeace International, Friends of the Earth e European Environmental Bureau

Lindhqvist, T., N. Tojo, P. Manomaivibool (2007), *Extended producer responsibility in a non-OECD context: the management of waste electrical and electronic equipment in India*, IIIIEE, Macula-Boskoop, Holanda.

Lucas, R. (2001), *End-of-Life vehicle regulation in Germany and Europe – Problems and perspectives*, Wuppertal Papers N.º 113, Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy.

[http://www.wupperinst.org/uploads/tx\\_wibeitrag/WP113.pdf](http://www.wupperinst.org/uploads/tx_wibeitrag/WP113.pdf), (5 de Maio de 2007)

Lymberidi, E. (2001), *Towards waste-free electrical and electronic equipment*, European Environmental Bureau, Bruxelas.

Lyon, T., J. Maxwell (2000), “Voluntary” Approaches to Environmental Regulation: A Survey, in: M. Franzini, A. Nicita (eds) *Environmental Economics: Past, Present and Future*, Ashgate Publishing Ltd., Aldershot, Hampshire, 142-174 pp.

Maine Department of Environment Protection (2008), *Junkyards in Maine*, Maine Department of Environmental Protection.

Manomaivibool, P. (2008), Network management and environmental effectiveness: the management of end-of-life vehicles in the United Kingdom and in Sweden, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 16, n.º 18, 2006-2017 pp.

Manouchehri, H. (2006), Mapping and development of a shredding product stream(s): Four shredding plants in Sweden (What should be done for better performance of the plants?), Northland Orectech Consulting Co., Estocolmo, Suécia.

Mascarenhas, A. (2004), *Modelação da infra-estrutura Portuguesa de processamento de veículos em fim de vida: análise de estratégias de desenvolvimento*, Tese de Mestrado, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.

Ministry of Economy, Trade and Industry (2008a), *Present Status of ELV Recycling in Japan*, Ministry of Economy, Trade and Industry (METI).

Ministry of Economy, Trade and Industry (2008b), *Summary of the Act on Recycling of End-of-Life Vehicles (ELV Recycling Act)*, Ministry of Economy, Trade and Industry (METI).

Ministry of Economy, Trade and Industry (2008c), *Towards a 3R-Oriented Sustainable Society: Legislation and Trends*, Ministry of Economy, Trade and Industry (METI), Tóquio.

Ministry of the Environment Government of Japan (2007), *Technologies to Support a Sound Material-Cycle Society – Development of 3R and Waste Management Technologies*, Ministry of Environment, Planning Division Waste Management and Recycling Department, Tóquio.

McKerlie, K., N. Knight, B. Thorpe (2006), Advancing Extended Producer Responsibility in Canada, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 14, n.º 6/7, 616-628 pp.

Nakajima, N., W. Vanderburg (2005), A Failing Grade for the German End-of-Life Vehicles Take-Back System, *Bulletin of Science, Technology & Society*, Vol. 25, n.º 2, 170-186 pp.

Nakajima, N., W. Vanderburg (2006), A Description and Analysis of the German Packaging Take-Back System, *Bulletin of Science, Technology & Society*, Vol. 26, n.º 6, 510-517 pp.

Ogushi, Y., M. Kandlikar (2005), The Impact of End-of-Life Vehicle Recycling Law on Automobile Recovery in Japan, in *4th International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing*, Tóquio, Japão, 12-14 Dezembro 2005, Union of EcoDesigners, 626-633 pp.

Organização de Cooperação e de Desenvolvimento Económicos (1998a), *Extended and Shared Producer Responsibility: Phase 2, Framework Report*, Publicações OCDE, Paris.

Organização de Cooperação e de Desenvolvimento Económicos (1998b), *Extended Producer Responsibility: Phase 2, Case Study on the German Packaging Ordinance*, Publicações OCDE, Paris.

Organização de Cooperação e de Desenvolvimento Económicos (2001), *Extended Producer Responsibility: A Guidance Manual for Governments*, Publicações OCDE, Paris.

Organização de Cooperação e de Desenvolvimento Económicos (2003), *Voluntary Approaches for Environmental Policy: Effectiveness, Efficiency and Usage in Policy Mixes*, Publicações OCDE, Paris.

Orsato, R., F. Hond, S. Clegg (2002), The Political Ecology of Automobile Recycling in Europe, *Organization Studies*, Vol. 23, n.º 4, 639-665 pp.

Palmer, K., M. Walls (1999), *Extended Product Responsibility: an Economic Assessment of Alternative Policies*, Discussion Paper 99–12, Resources for the Future, Washington, DC.

Paul, R. (2007), The Success of Vehicle Recycling in North American, in *The Minerals, Metals and Materials Society Annual Conference*, Orlando, Florida, Fevereiro 2007, The Minerals, Metals & Materials Society (TMS).

Paulus, S. (1995), *Market-Based Instruments in Environmental Policy in Developing Countries: Framework for Policy Planning and Institutional Development in the Environment*, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn

PLMJ, Sociedade de Advogados (2007), *Abate de Veículos em Fim de Vida*, Informação Fiscal, Departamento Fiscal, Lisboa.

Sakai, S., Y. Noma, A. Kida (2007), End-of-life vehicle recycling and automobile shredder residue management in Japan, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, Vol. 9, n.º 2, 151-158 pp.

Sander, K., S. Schilling, S. Zangl, J. Lohse (2002), *Rules on compliance with article 7.2 of Directive 2000/53/EC*, Institut für Ökologie und Politik GmbH (Ökopol), Hamburgo.

Santos, R., P. Antunes, S. Martinho, G. Lobo (2002), *3º Relatório do Estudo sobre Sector Eléctrico e Ambiente, para a Entidade Reguladora do Sector Eléctrico*, Centro de Economia Ecológica e Gestão do Ambiente, FCT/UNL, Monte da Caparica.

Savage, M., S. Ogilvie (2006), *Implementation of WEEE Directive in EU 25*, European Commission Directorate-General, Joint Research Center, Espanha.

Sawyer-Beaulieu, S., E. Tam (2006), Regulation of end-of-life vehicle (ELV) retirement in the US compared to Canada, *International Journal of Environmental Studies*, Vol. 63, n.º 4, 473-486 pp.

Secretaria de Estado do Ambiente (2008), Ofício n.º 3930, *Sistema de Gestão de VFV*.

Shiota, Y. (1999), EPR and Waste minimization Policy – Japan's Perspective, in *OECD Joint Workshop on Extended Producer Responsibility and Waste Minimization Policy in Support of Environmental Sustainability*, Publicações OCDE, Paris, 131-137 pp.

Smink, C. (2002), *Modernisation of Environmental Regulations: End-of-Life Vehicle Regulations in the Netherlands and Denmark*, Tese de Douturamento, Department of Development and Planning, Aalborg University, Aalborg.

Smink, C. (2007), Vehicle recycling regulations: lessons from Denmark, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 15, n.º 11/12, 1135-1146 pp.

Smith, S. (2005), *Analytical Framework for Evaluating the Costs and Benefits of Extended Producer Responsibility Programmes*, Publicações OCDE, Paris

Staudinger, J., G. Keoleian (2001), *Management of End-of Life Vehicles (ELVs) in the US*, Center for Sustainable Systems, University of Michigan, Relatório n.º CSS01-01.

Stena (2008), *The Stena Metall Group 2007/2008*, Stena Metall AB, Gotemburgo.

Stibat (2005), Annual report stichting batterijen 2005, Zoetermeer, Holanda

Stibat (2006), Annual report stichting batterijen 2006, Zoetermeer, Holanda

Streicher-Porte, M. (2006), SWICO/S.EN.S, the Swiss WEEE recycling systems, and best practices from other European systems, in *International symposium on electronics and the environment*, São Francisco, 2006, Institute of Electrical and Electronics Engineers (IEEE), 281-287 pp.

Sullivan, J., R. Williams, S. Yester, E. Cobas-Flores, S. Chubbs, S. Hentges, S. Pomper (1998), Life cycle inventory of a generic US family sedan: Overview of results USCAR AMP Project, in *Total Life Cycle Conference and Exposition*, Graz, Áustria, 1-3 Dezembro 1998, Society of Automotive Engineers (SAE) International, artigo 982160.

Tanaka, M. (1999), Waste Minimisation, Recycling and Waste Management in the 21st Century, in *OECD Joint Workshop on Extended Producer Responsibility and Waste Minimization Policy in Support of Environmental Sustainability*, Publicações OCDE, Paris, 123-126 pp.

Tietenberg, T (2002), *The Tradable Permits Approach to Protecting the Commons: What Have We Learned?*, Nota di Lavoro 36.2002 Publicação Fondazione Eni Enrico Mattei, Milão.

<http://www.feem.it/NR/rdonlyres/0DE1C530-3142-4579-A880-E56B70D09A29/474/3602.pdf>, (15 de Maio de 2007)

Togawa, K. (2005), Background of the automobile recycling law enactment in Japan, *Environmental Economic and Policy Studies*, Vol. 6, n.º 4, 271-283 pp.

Togawa, K. (2008), Japan's Automotive Recycling System: Evaluation Three Years after Implementation, in M. Kojima (ed) *Promoting 3Rs in developing countries: Lessons from the Japanese Experience*, IDE Spot Survey N.º 30/2008, Chiba, IDE-JETRO, 107-124 pp.

Tojo, N. (2001), *Effectiveness of EPR Programme in Design Change: Study of the Factors that Affect the Swedish and Japanese EEE and Automobile Manufacturers*, IIIIE Report 2001:19, IIIIE, Lund University, Lund.

Tojo, N. (2003), *EPR Programmes: Individual versus Collective Responsibility, Exploring Various Forms of Implementation and their Implication to Design Change*, IIIIE Reports 2003:8, IIIIE, Lund University, Lund.

Tojo, N. (2004), *Extended producer responsibility as a driver for design change – Utopia or reality?*, IIIIE Dissertation 2004:2, IIIIE, Lund University, Lund.

Tojo, N., L. Hansson (2004), Political Economy for Implementing EPR-Based Policy Instruments, in *Economic Aspects of Extended Producer Responsibility*, Publicações OCDE, Paris, 224-278 pp.

Tojo, N., C. Rossem, K. Sander, S. Schilling, J. Vernon, C. George (2007), *The Producer Responsibility Principle of the WEEE Directive*, Ökopol Institute for Environmental Strategies, Hamburg.

Transport Styrelsen (2009), *Statistik av utfärdade skrotningsintyg*, 26 de Janeiro de 2009, 11:43.

Ueta, K. (2004), Segmented Society: Extended Producer Responsibility and the Cost-Sharing Issue, in *Economic Aspects of Extended Producer Responsibility*, Publicações OCDE, Paris, 287-296 pp.

U.S. Environmental Protection Agency (2001), *The United States Experience with Economic Incentives for Protecting the Environment*, EPA, Washington D.C.  
[http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eeerm.nsf/vwAN/EE-0216B-13.pdf/\\$file/EE-0216B-13.pdf](http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eeerm.nsf/vwAN/EE-0216B-13.pdf/$file/EE-0216B-13.pdf), (15 de Maio de 2007)

U.S. Environmental Protection Agency (2007), *National Vehicle Mercury Switch, Recovery Program Annual Report 2006-2007*, EPA.  
<http://www.epa.gov/mercury/pdfs/Mercury%20Switch%20RecoverySMALL.PDF>, (5 de Novembro de 2008)

Valorcar (2008a), *Valorcar: relatório de actividade 2007*, Valorcar, Lisboa.

Veerman, K. (2004), Revised Stance on Producer Responsibility in Waste Policy in the Netherlands, in *Economic Aspects of Extended Producer Responsibility*, Publicações OCDE, Paris, 135-149 pp.

Walls, M. (2004), EPR Policy Goals and Policy Choices: What does Economics Tell Us?, in *Economic Aspects of Extended Producer Responsibility*, Publicações OCDE, Paris, 21-49 pp.

Walls, M. (2006), *EPR Policies and Product Design: Economic Theory and Selected Case Studies*, Publicações OCDE, Paris.

Yamaguchi, M. (2002), *Extended producer responsibility in Japan: Introduction of "EPR" into Japanese waste policy and some controversy*, ECP Newsletter n.º 19, Japan Environmental Management Association for Industria, Tóquio.

Yamamura, H., T. Ishiura, M. Kobayashi (2003), *Emerging Situation and MMC's Policy on Automobile Recycling: New Technical Issues and Future Activities*, Technical Review, Japanese Mitsubishi Motor Corporation, n.º 15, 6-13 pp.

Zetterling, H. (2003), The Swedish approach to implement Directive 2000/53/EC, in *Workshop on "Legislation on End-of-Life vehicles (ELV) and management of ELV in the Baltic States"*, Sigulda, Letónia, 5-6 Junho 2003, Baltic Environmental Forum, 7-8 pp.

Zoboli, R. (1998), *Implications of Environmental Regulation on Industrial Innovation: The Case of End-of-Life Vehicles*, Institute for Prospective Technological Studies – Joint Research Centre, EUR 18688 EN, Sevilha.

Zoboli, R., G. Barbiroli, R. Leoncini, M. Mazzanti and S. Montresor (2000), Regulation and Innovation in the area of end-of-life vehicles, in F. Leone (ed) *The impact of EU regulation on innovation of European industry*, The European Commission, Milão.

## ***Legislação***

Act No. 87 of July 12, 2002 (Japanese End-of-Life Vehicle Recycling Law), Japão.

Decisão da Comissão 2002/151/CE, de 19 de Fevereiro de 2002

Decisão da Comissão 2002/525/CE, de 27 de Junho de 2002

Decisão da Comissão 2003/138/CE, de 27 de Fevereiro de 2003

Decisão da Comissão 2005/63/CE, de 24 de Janeiro de 2005

Decisão da Comissão 2005/293/CE, de 1 de Abril de 2005

Decisão da Comissão 2005/437/CE, de 10 de Junho de 2005

Decisão da Comissão 2005/438/CE, de 10 de Junho de 2005

Decisão da Comissão 2005/673/CE, de 20 de Setembro de 2005

Decreto-Lei 292-A/2000, de 15 de Novembro de 2000

Decreto-Lei 196/2003, de 23 de Agosto de 2003

Decreto-Lei 178/2006, de 5 de Setembro de 2006

Decreto-Lei 64/2008, de 8 de Abril de 2008

Decreto-Lei 149/2008, de 29 de Julho de 2008

Despacho Conjunto 525/2004, 21 de Agosto de 2004

Directiva 2000/53/CE do Parlamento Europeu e do Conselho da União Europeia, de 18 de Setembro de 2000.

Directiva 2005/64/CE do Parlamento Europeu e do Conselho da União Europeia, de 26 de Outubro de 2005

Directiva 2006/12/CE do Parlamento Europeu e do Conselho da União Europeia, de 5 de Abril de 2006.

End-of-life Vehicles Management Decree (Besluit Beheer Autowrakken) de Julho de 2002, Holanda.

Law Governing the Disposal of End-of-life Vehicles (End-of-life Vehicle Act – AltfahrzeugG), de 21 de Junho de 2002, Alemanha.

Lei 22-A/2007, de 29 de Junho de 2006

38 MRSA §1665-A, Public Laws of Maine: Second Regular Session of the 120th, Chapter 656, S.P. 719 - L.D. 1921.

### ***Páginas da Internet***

Agência Portuguesa do Ambiente (2009a), Gestão de Resíduos,  
<http://www.apambiente.pt/politicambient/Residuos/gestaoresiduos/Paginas/default.aspx>, (12 de Junho de 2009)

Agência Portuguesa do Ambiente (2009b), Resíduos Urbanos,  
<http://www.apambiente.pt/POLITICASAMBIENTE/RESIDUOS/GESTAORESIDUOS/RU/Paginas/default.aspx>, (12 de Junho de 2009)

Agência Portuguesa do Ambiente (2009c), Fluxos Específicos,  
<http://www.apambiente.pt/POLITICASAMBIENTE/RESIDUOS/FLUXRESIDUOS/Paginas/default.aspx>, (12 de Junho de 2009)

Agência Portuguesa do Ambiente (2009d), Resíduos Sectoriais,  
<http://www.apambiente.pt/politicambient/Residuos/gestaoresiduos/rsectoriais/Paginas/default.aspx>, (12 de Junho de 2009)

Agência Portuguesa do Ambiente (2008a), Pneus Usados,  
<http://www.apambiente.pt/politicambient/Residuos/fluxresiduos/pu/Paginas/default.aspx>, (28 de Julho de 2008)

Agência Portuguesa do Ambiente (2008b), Pilhas e Acumuladores,  
<http://www.apambiente.pt/politicambient/Residuos/fluxresiduos/PAU/Paginas/default.aspx>, (28 de Julho de 2008)

Agência Portuguesa do Ambiente (2008c), Óleos Usados,  
<http://www.apambiente.pt/politicambient/Residuos/fluxresiduos/OU/Paginas/default.aspx>, (17 de Julho de 2008)

Agência Portuguesa do Ambiente (2008d), Resíduos de Equipamento Eléctrico e Electrónico,  
<http://www.apambiente.pt/politicambient/residuos/fluxresiduos/reee/paginas/default.aspx>, (17 de Julho de 2008)

Associação do Comércio Automóvel de Portugal (2008), <http://www.acap.pt/>, (08 de Agosto de 2008)

Auto Recycling Nederland (2008), Auto Recycling Nederland,  
<http://www.arn.nl/engels/index.php>, (09 de Julho de 2008)

Comissão Europeia (2008), Directive: EU targets,  
<http://ec.europa.eu/research/leaflets/recycling/en/page2.html>, (17 de Maio de 2008)

Direcção-geral de viação (2008), <http://www.dgv.pt/dgv/index.asp>, (27 de Julho de 2008)

Eurostat (2009), ELVs – Key Statistics and Data,  
<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/data/wastestreams/elvs>, (16 de Julho de 2009)

ICT Milieu (2008), ICT Milieu, <http://www.fenit.nl/index.shtml?ch=MIL&id=4579>, (24 de Março de 2008)

Japan Automobile Recycling Promotion Center (2008), <http://www.jarc.or.jp/en/recycling/>, (8 de Julho de 2008)

Lista de Operadores de Gestão de Resíduos Não Urbanos (2008), <http://www.formatoverde.pt/inr/logrnu/>, (10 de Março de 2009)

Ministry of Economy, Trade and Industry (2008d), [www.meti.go.jp/policy/automobile\\_recycle/other/pdf/pamphlet/foreigner.pdf](http://www.meti.go.jp/policy/automobile_recycle/other/pdf/pamphlet/foreigner.pdf), (10 de Outubro de 2008)

Ministry of Environment Republic of Korea (2009), Recycling of Electrical and Electronic Equipment and Vehicles, [http://eng.me.go.kr/docs/sub2/policy\\_view.html?idx=41&class=12&topmenu=B&cat=230](http://eng.me.go.kr/docs/sub2/policy_view.html?idx=41&class=12&topmenu=B&cat=230), (09 de Abril de 2009)

NVMP (2006), Consumer Appliances, <http://www.nvmp.nl/index.php?option=pages&id=23&id1=40>, (1 de Maio de 2008)

United States Council for Automotive Research (2008a), Who are We, <http://www.uscar.org/guest/history.php>, (10 de Setembro de 2008)

United States Council for Automotive Research (2008b), Did you know that cars are the most recycled product in America?, [http://www.uscar.org/guest/article\\_view.php?articles\\_id=192](http://www.uscar.org/guest/article_view.php?articles_id=192), (03 de Julho de 2009)

U.S. Department of Energy (2007), [http://www1.eere.energy.gov/vehiclesandfuels/facts/2007\\_fcvt\\_fotw480.html](http://www1.eere.energy.gov/vehiclesandfuels/facts/2007_fcvt_fotw480.html), (15 de Novembro de 2008)

Valorcar (2008b), Rede Valorcar, [http://www.valorcar.pt/operadores\\_rede.asp](http://www.valorcar.pt/operadores_rede.asp), (24 de Julho de 2008)

Valorcar (2008c), Centro de Desmantelamento, [http://www.valorcar.pt/operadores\\_desmantelamento.asp](http://www.valorcar.pt/operadores_desmantelamento.asp), (24 de Julho de 2008)

Valorcar (2008d), Veículos Abandonados, [http://www.valorcar.pt/detentores\\_abandonados.asp](http://www.valorcar.pt/detentores_abandonados.asp), (24 de Julho de 2008)

Valorcar (2008e), Fragmentação, [http://www.valorcar.pt/operadores\\_fragmentacao.asp](http://www.valorcar.pt/operadores_fragmentacao.asp), (24 de Julho de 2008)

### ***Comunicação Pessoal***

Amaral, J. (2008), jose.amaral@valorcar.pt, “Pedido de esclarecimento sobre o sistema de gestão dos VFV's em Portugal”, 24 de Julho e 2 de Setembro de 2008, 11:18 e 10:43, respectivamente.



Bills, M. (2009), hgswitch@twmi.rr.com, “National Vehicle Mercury Switch Recovery Program – Request for clarification”, 18 e 19 de Março de 2009, 15:53 e 01:11, respectivamente.

Davis, T. (2008), tdavis@uscar.org, “United States ELV System – Request for clarification”, 10 de Setembro de 2008, 14:35.

Duranceau, C. (2008), cdurance@ford.com, “United States ELV System – Request for clarification”, 10 e 15 de Setembro de 2008, 14:19-18:47 e 15:46, respectivamente.

Hultberg, T. (2009), tommy.hultberg@bilsweden.se, “Request for clarification about Swedish's ELV management system”, 2 e 3 de Abril de 2009, 13:39 e 10:10, respectivamente.

James, J. (2008), john.james@maine.gov, “Request for clarification – Maine ELV management system”, 9 de Julho e 22 de Setembro de 2008, 14:13-18:01 e 12:51, respectivamente.

Kern, A. (2009), Kern@arge-altauto.de, “Request for clarification about German's ELV management system”, 17 de Março de 2009, 08:06.

Kiser, K. (2008), KentKiser@isri.org, “United States ELV System – Request for clarification”, 11 de Setembro de 2008, 20:52.

Kohlmeyer, R. (2009), regina.kohlmeyer@uba.de, “End of life vehicles”, 26 de Março de 2009, 16:46.

Koss, KD. (2009b), Klaus-Dieter.Koss@lanuv.nrw.de, “End of Life Vehicles management in Germany – Role of the Independent Experts”, 6 e 7 de Maio de 2009, 12:43 e 08:17, respectivamente.

Lindqvist, H. (2009), Helen.Lindqvist@naturvardsverket.se, “Request for clarification about Swedish's ELV management system”, 25 e 26 de Março de 2009, 11:15 e 10:38, respectivamente.

Martin, Å. (2009), martin.alund@stenarecycling.se, “End of life vehicles management – REFERO and STENA Recycling systems”, 9 de Abril de 2009, 09:52.

Paul, R. (2008), RPaul10136@aol.com, “United States ELV System – Request for clarification”, 14 de Julho e 15 de Setembro de 2008, 14:31 e 14:24, respectivamente.

Sander, K. (2008), Sander@oekopol.de, “German ELV System – Request for clarification”, 4 de Julho e 6 de Agosto de 2008, 07:54 e 04:33, respectivamente.

Waggoner, D. (2008), DavidWaggoner@isri.org, “United States ELV System – Request for clarification”, 15 e 16 de Março de 2008, 20:51 e 05:21-17:23, respectivamente.

Waterfield, D. (2009), DanielleWaterfield@isri.org, “NMVSRP information”, 18 de Março de 2009, 17:12.

Whelan, G. (2008), vwhelan386@aol.com, “ELV information requested”, 17 de Setembro de 2008, 19:01.

Zetterling, H. (2008), zetterling@telia.com, “Swedish ELV System – Request for clarification”, 10 de Julho e 20 de Setembro de 2008, 14:51 e 12:45, respectivamente.

## **Anexos**



## **Anexos I: Sondagem**



## ***Amostra e Procedimentos Adoptados***

### Objectivo Principal

Avaliar a eficácia do IUC no combate ao abandono e deposição ilegal de VFV.

### Objectivo Secundário

Perceber qual o nível de familiaridade que o comum cidadão tem em relação ao sistema de gestão de VFV em Portugal

### População Alvo

Os indivíduos residentes no Distrito de Lisboa que detêm veículos ligeiros.

### Amostra

Devido ao facto da população alvo ser relativamente homogénea optou-se por efectuar uma amostragem do tipo aleatório simples. Note-se que por ser uma população de grandes dimensões esta pode ser considerada como infinita. Neste estudo, por se desconhecer a variância da população em causa, considerou-se o pior dos cenários, ou seja, que a variância possui os valores máximos ( $p = \frac{1}{2}$ ). Assim, para um grau de confiança de 75% e uma margem de erro de 0,08, o número de amostras a recolher é:

$$\alpha = 0,25$$

$$Z_{0,875} = 1,15$$

$$n > \left( \frac{Z_{\left(1-\frac{\alpha}{2}\right)}}{2d} \right)^2 > \left( \frac{Z_{0,875}}{2 \times 0,08} \right)^2 > \left( \frac{1,15}{2 \times 0,08} \right)^2 > 0,5166$$

Neste sentido decidiu-se efectuar 52 amostras da população de indivíduos do Distrito de Lisboa que possuem veículo.

### Meio Seleccionado para a Realização da Sondagem

Este inquérito foi realizado através de entrevistas telefónicas entre os dias 10 de Março e 22 de Maio de 2008.

## ***Questionário***

1. Possui algum tipo de veículo? S/N

Se Sim passar ao ponto número 2.

2. Possui ou possuiu algum veículo em segunda mão?

3. Qual é a idade do/s seu/s veículo/s?

4. O seu veículo possui seguro contra todos os riscos? S/N

5. A que faixa etária pertence?

a. 18 a 24 anos

b. 25 a 64 anos

c. 65 a + anos

6. Que nível de escolaridade possui?

a. Ensino primário

b. Ensino preparatório

c. Ensino obrigatório (9º ano)

d. Ensino secundário

e. Ensino técnico/profissional

f. Bacharelato

g. Ensino superior

7. Numa escala de 1 a 10 (em que o 10 é o máximo valor de conhecimento) como caracteriza o seu conhecimento sobre o novo Imposto Único de Circulação?

A gestão dos veículos em final de vida é um problema que hoje em dia é tido cada vez mais em conta no que toca ao seu devido manuseamento no final de linha. Por outras palavras, existe uma preocupação crescente das autoridades no que toca ao tratamento, reciclagem e reutilização dos veículos que são considerados pelos seus proprietários como resíduos/lixos.

Como sabe, no passado ano, com a aprovação da Lei 22-A/2007 de 29/06 foi criado o novo Código do Imposto Único de Circulação que substitui o Imposto Municipal sobre Veículos, o Imposto de Circulação e o Imposto de Camionagem. Deixa de existir um



período específico para pagar o imposto, sendo que o pagamento deverá ser feito anualmente no mês da matrícula desse veículo. A não ser que o proprietário cancele a matrícula, este é sempre responsável pelo pagamento, mesmo que não o utilize. Em termos gerais, existem dois regimes de pagamentos:

- Veículos matriculados antes de 1 de Julho de 2007 – com base na idade, combustível e cilindrada;
  - Veículos matriculados depois de 1 de Julho de 2007 – com base na cilindrada e nas emissões de CO<sub>2</sub>.
8. Numa escala de 1 a 10 como caracteriza o seu grau de conhecimento sobre o modo como deve agir quando se quer ver livre do seu veículo no final da sua vida?
9. Nesta situação, aonde se deve dirigir para entregar o seu veículo em final de vida?
- a. Ferro-velho
  - b. Fabricante/importador da marca do seu veículo
  - c. Retalhista (*stand* de automóveis, motociclos, etc.)
  - d. Centro de desmantelamento licenciado pela Valorcar
  - e. Deixá-lo na via pública para que mais tarde as autoridades o venham buscar.
  - f. Entregar na oficina de reparação para que depois seja tratado da melhor forma.

Para se ver livre do veículo em final de vida, o proprietário deverá entregá-lo a um centro de desmantelamento licenciado, nomeadamente os da rede da Valorcar. Esta entrega é gratuita se o veículo estiver completo e deverá ser feita na presença de documentos de identificação do proprietário (Bilhete de Identidade e Cartão de Contribuinte), assim como do Livrete, do Título de Registo de Propriedade e do pedido de cancelamento da matrícula. Em seguida, após o centro da rede da Valorcar confirmar se tudo está bem, este procede à emissão do Certificado de Destruição que entrega directamente ao antigo proprietário. Uma cópia deste certificado é entregue ao Instituto de Mobilidade e dos Transportes Terrestres, que procede ao cancelamento da matrícula, comunicando-o de seguida à Conservatória do Registo Automóvel (CRA). Por último, a

CRA ao ser informada do cancelamento da matrícula, procede igualmente ao cancelamento do registo de propriedade.

Só com o cancelamento da matrícula é que o Imposto Único de Circulação é cancelado.

10. Tendo em conta aquilo que lhe foi referido anteriormente, sente-se motivado para entregar o seu veículo nos centros de desmantelamento licenciados pela Valorcar? S/N  
Porquê?
11. Sabe aonde se localizam os centros de desmantelamento licenciados pela Valorcar, ou como aceder à sua localização, para que depois consiga entregar o seu veículo em final de vida? S/N

## Resultados do Inquérito

Tabela A.1 – Resultados da questão 2, 4 e 11

	Possui ou possuiu veículo em 2ª mão	Possui seguro contra todos os riscos	Localização dos centros Valorcar
Total de S	25	22	27
Total de N	27	36	25

Tabela A.2 – Resultados da questão 3

Ano																						
Idade do veículo	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	+20	Média
Total de veículos	2	7	1	4	3	3	2	6	3	8	9	3	2	4	4	1	1	1	1	0	4	9

Tabela A.3 – Resultados da questão 5

Faixa etária	
18 a 24 anos	2
25 a 64 anos	41
+65 anos	9

Tabela A.4 – Resultados da questão 6

Possui ou possuiu veículo em 2ª mão Possui seguro contra todos os riscos	
Primário	5
Preparatório	4
Obrigatório	5
Secundário	13
Técnico/Profissional	6
Bacharelato	4
Superior	15

**Tabela A.5 – Resultados da questão 7 e 8**

<b>Nível</b>	<b>Conhecimento do IUC (auto-avaliação)</b>	<b>Conhecimento sobre o procedimento de final de vida (auto-avaliação)</b>
1	5	3
2	4	0
3	1	7
4	4	8
5	15	7
6	6	4
7	5	6
8	10	7
9	2	2
10	0	8

**Tabela A.6 – Resultados da questão 9**

<b>Opção de entrega do VFV</b>	
<b>Ferro-velho</b>	7
<b>Produtor</b>	3
<b>Retalhista</b>	6
<b>Centro de desmantelamento</b>	39
<b>Via Pública</b>	1
<b>Oficina de Reparação</b>	3

**Tabela A.7 – Resultados da questão 10**

<b>Motivação para a entrega dos VFFV nos centros licenciados</b>	
Sim	“Porque é a maneira legal de proceder”.
Sim	“Se eles tratam de toda a papelada e burocracia não vejo problema nenhum”.
Sim	“Pelo facto de ter que pagar o imposto e dar um bom seguimento ao veículo (do ponto de vista ambiental)”.
Sim	“Não estaria disposta a deixar o meu veículo, que não tinha qualquer valor na via pública”.
Sim	“Sem haver imposto optaria por vender ao Ferro-velho para ganhar dinheiro, mas como teria que continuar a pagar o imposto, optaria por entregá-lo às autoridades”.
Sim	“Abandonar na via pública é que não”.
Sim	“Evitar o abandono de veículos que estão a ocupar o espaço dos veículos úteis. Além disso, do ponto de vista ecológico é melhor, reduzindo a poluição visual”.
Sim	“Agir conforme a lei. Ambientalmente é a melhor opção”.
Sim	“O veículo já não tinha qualquer utilidade”.
Sim	“Sou obrigado pela lei. Não vou deixar o meu veículo na via pública”.
Sim	“É o local mais indicado”.
Sim	“Para que haja a destruição do veículo”.
Sim	“Quando o meu veículo parar quero que seja desmantelado. Não quero que mais ninguém utilize o meu veículo e me cause problemas com as autoridades”.
Sim	“Contribuo para a reciclagem. Ajudo a melhorar o ambiente e combater a poluição. Além disso o veículo é removido do local onde ocupa espaço para outras viaturas”.
Sim	“O facto de se desfazer do carro e ele ficar com o seu registo devidamente cancelado. Segurança de ele não ser utilizado por terceiros sem que eu tenha conhecimento”.
Sim	“Por causa da poluição e da saúde pública. Quando não se necessita das coisas temos que dar o devido encaminhamento a elas”.
Sim	“Não se deve abandonar os carros. Irá haver menos lixo e poluição”.
Sim	“É a melhor opção”.
Sim	“Devido à situação financeira de continuar a pagar o imposto. Razões ambientais”.
Sim	“Impedir que se abandone os carros que ocupam o espaço público. Combate à poluição”.
Sim	“Para Limpar o Motor”
Sim	“Não existe outra alternativa. Tem que ser por esta opção (imposto).”
Sim	“Pois é o sítio adequado. E porque as entidades tratam de tudo”.
Sim	“Legalmente é assim que tem que ser. Não boicotar a lei e pelo facto de se pagar o imposto”.
Sim	“O veículo comercialmente não tem qualquer valor e estaria a contribuir para conservar o ambiente (além disso eu já entreguei um carro para abate)”.
Sim	“Não havendo outra alternativa tenho que ir entregá-lo à Valorcar. Senão teria que abandoná-lo na via pública”.
Sim	“Porque existe um local apropriado para depositar o carro”.
Sim	“Se ele não tem utilidade nenhuma para mim”.
Sim	“Para cancelar a matrícula. Não deixar o veículo na via pública. Devido à poluição”.
Sim	“Não deixar o carro na via pública. É lixo e estaria a contribuir para poluir o ambiente. Se fosse muita cara a deslocação não me sentia incentivado a ir entregar”.
Sim	“Pois é o sítio adequado. Abandonar o veículo na via pública não é correcto”.
Não	“A Valorcar devia pagar-me para ir levar o meu carro. Eles têm que vir buscar o meu automóvel”.

**Tabela A.7 – Resultados da questão 10 (continuação)**

Sim	“Seria o modo mais adequado. Além disso evitaria ter problemas no futuro e ter que dar explicações mais tarde”.
Sim	“Por razões ambientais”.
Sim	“Porque existe o problema de quando os carros em 2ª mão são vendidos o registo do seu antigo proprietário não mudar”.
Sim	“Tem que ser entregue naquele sítio por causa da lei”.
Sim	“Porque há a garantia que as coisas são devidamente tratadas”.
Sim	“É a atitude responsável, do ponto de vista da cidadania, assim como ambientalmente. É o caminho apropriado para a valorização dos veículos”.
Sim	“Existe muita burocracia, no entanto serei obrigado a entregar o veículo ”.
Sim	“É o melhor modo para se desfazer de um veículo em final de vida. Melhor para a poluição logo ambientalmente é melhor”.
Sim	“Pois é o procedimento mais acertado”.
Sim	“Tenho o conhecimento suficiente para saber que se deve proceder dessa maneira. Sei que os veículos abandonados dão muito trabalho às autoridades. Além disso há um conjunto de incentivos económicos para que eu entregue o meu veículo”.
Sim	“Os veículos não devem ser abandonados. Eles devem ser entregues às autoridades competentes que são responsáveis pelo seu tratamento”.
Sim	“Senão tenho que pagar o imposto”.
Sim	“É o procedimento mais seguro, pois não só é a entidade mais apropriada para tratar o meu veículo, como também é o único local aonde podemos dar baixa do imposto”.
Sim	“É tudo tratado automaticamente”.
Não	“Ninguém vai se dar a tanto trabalho. Além disso o veículo tem muito material que pode ser aproveitado e que pode valer dinheiro. Logo deveríamos ter acesso a algum rendimento por depositarmos o veículo”.
Sim	“Sou contra os carros abandonados e os centros de desmantelamento são os sítios ideais”.
Sim	“Para que o lixo não fique na terra. Combater a poluição! Devido ao novo imposto (para cancelá-lo)”.
Sim	“Deixar de pagar o imposto e garantir que o tratamento dos carros seja devidamente executado”.
Sim	“Para não deixar lixo na rua”.
Sim	“Tenho que dar baixa do veículo e entrego a entidades de confiança. Estas entidades depois tratam de tudo”.

## **Anexos II: Valorização dos VFV nos Países Estudados**





## União Europeia

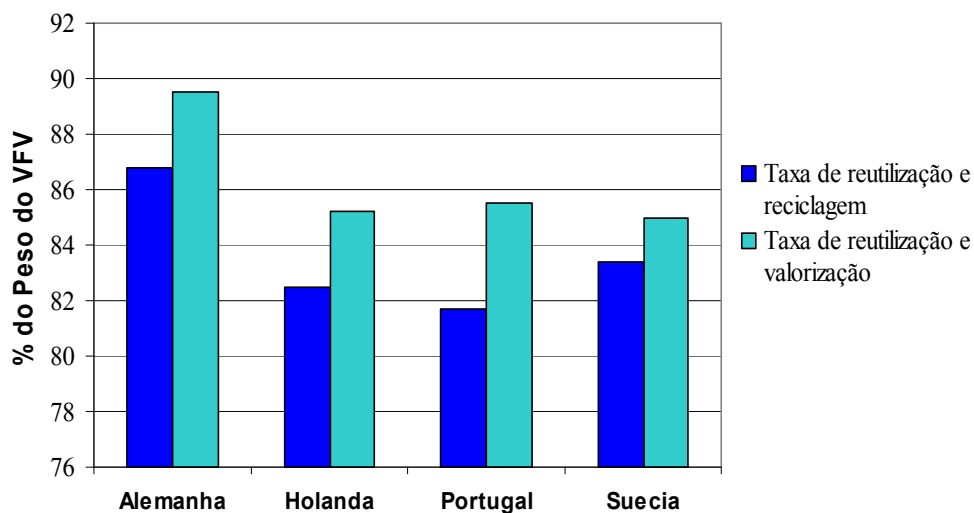


Fig. A.1 – Taxas de valorização observadas nos países da União Europeia em 2008 (Fonte: Eurostat, 2009)

## Japão

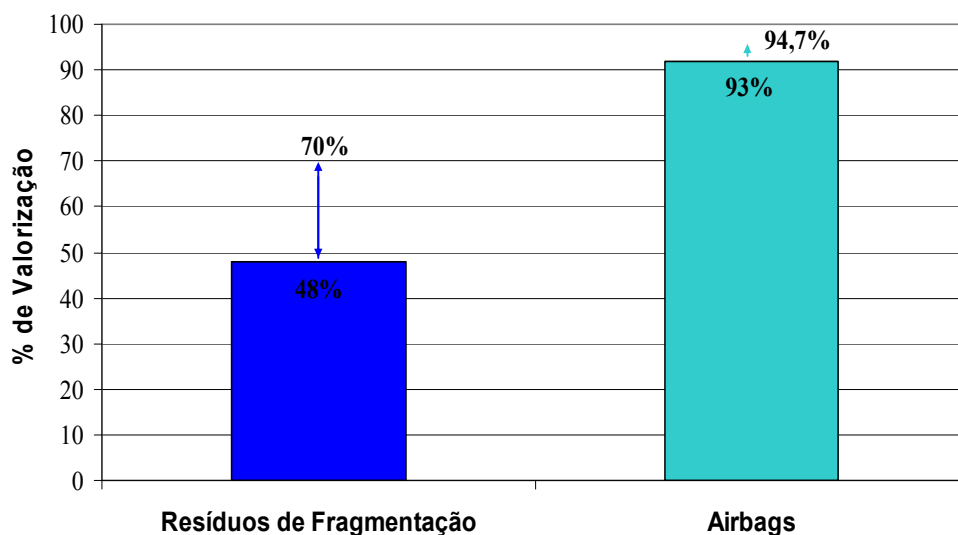


Fig. A.2 – Taxas de valorização observadas no Japão em 2005 (Fonte: METI, 2008a)

Refira-se ainda que nos Estados Unidos da América, segundo Kumar e Sutherland (2008) e USCAR (2008b), 95% dos VFV são tratados e valorizados pela infra-estrutura dedicada ao processamento deste tipo de resíduos. Segundo as mesmas fontes aproximadamente 84% do peso dos veículos são reciclados. Embora se registe taxas de valorização semelhantes às apresentadas em alguns países da União Europeia existe

algumas dúvidas perante a validade dos valores apresentados. Conforme se verificou no capítulo 5, existem graves lacunas no controlo da exportação e deposição ilegal de VFV. Além disso o sistema de registo de viaturas encontra-se descoordenado entre os vários estados permitindo que um veículo seja considerado como abatido num estado e em seguida registado noutro como veículo em segunda mão.

## **Anexos III: Documentos e Outras Informações**



# Ofício sobre a Gestão de VFV/Campanha Nacional de Erradicação de Depósitos ilegais de VFV

SEA - Of. N.º 3930  
Data: 07-10-2008



MINISTÉRIO DO AMBIENTE, DO ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO E DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL  
Gabinete do Secretário de Estado do Ambiente

Exmo. Senhor  
João Rosa  
[rosa.joaofilipe@gmail.com](mailto:rosa.joaofilipe@gmail.com)

S/referência

S/comunicação de

N/referência

Data

07-10-2008

**Na sua resposta coloque**  
**sempre esta ref.º**  
**Proc.º nº 16.11**  
**Reg. 5222**

Assunto: **SISTEMA DE GESTÃO DE VFV.**

Encarrega-me Sua Excelência o Secretário de Estado do Ambiente de, em resposta às questões colocadas, informar o seguinte:

1. Cada um dos organismos do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional têm no âmbito das respectivas leis orgânicas atribuições específicas. No entanto, existem pontos de sobreposição, os quais não são necessariamente nefastos, potenciando pelo contrário sinergias entre serviços para um mesmo objectivo. Se essas sobreposições estiverem na origem de ineficiências compete aos organismos, se necessário com o apoio do Ministério, articularem-se no sentido de uma adequada repartição dos respectivos recursos.
2. Remete-se em anexo ponto de situação relativo à acção nacional de erradicação de depósitos ilegais de VFV (a situação de referência reporta-se ao momento da assinatura do Protocolo em cada região).

Permita-me sugerir-lhe ainda contactos com a Valorcar e com a Agência Portuguesa do Ambiente, caso ainda não o tenha efectuado.

Com os melhores cumprimentos,

O Chefe do Gabinete

Carlos Brito de Sá

ANEXO: O mencionado.  
PC/CG

Rua de O Século, 51 1200-433 Lisboa

Telefones: 21 323 25 00 Fax: 21 323 16 58



MINISTÉRIO DO AMBIENTE, DO ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO E DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL  
Gabinete do Secretário de Estado do Ambiente

**Ação nacional de erradicação de depósitos ilegais de veículos em fim de vida**  
Ponto de situação em Julho de 2008

Jun-08	N.º depósitos ilegais por erradicar à data de assinatura do Protocolo	N.º depósitos em processo de licenciamento	N.º depósitos ilegais em processo remoção	N.º depósitos ilegais removidos desde a assinatura do protocolo		Total de VFV encaminhados para operadores licenciados
CCDR-N	121	22	8	6	1%	131 <sup>1</sup> 1100 <sup>3</sup>
CCDR-C	181	14	17	30	13%	
CCDR-LVT	310	6	7	3	1%	
CCDR-Ale	70	3 <sup>2</sup>	9	13	16%	
CCDR-Alg	13	3 <sup>4</sup>	1	2 <sup>5</sup>	15%	
<b>Total</b>	<b>695</b>	<b>48</b>	<b>42</b>	<b>54</b>	<b>8%</b>	<b>1231</b>

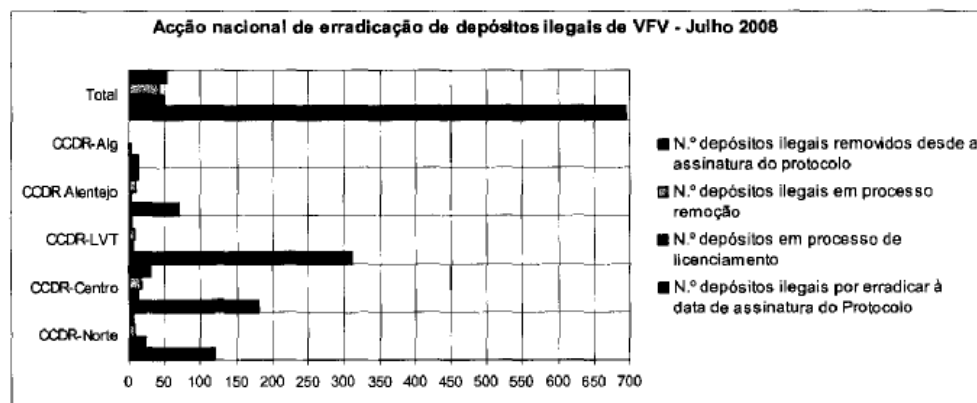
1 - Este valor refere-se apenas a 2 depósitos ilegais erradicados, não existindo ainda relatório final sobre a 3.ª ação de remoção; na próxima prestação de informação (2008.08.29) atualizar-se-á a mesma

2 - Para além dos 3 em processo de licenciamento, existem outros 3 operadores em fase final de conclusão de instrução do processo de licenciamento

3 - Total de VFV em encaminhamento para operadores licenciados - 320

4 - Os 3 depósitos que estão em processo de licenciamento, um deles tem grandes restrições de ordenamento do território e não deve ser aprovado (só se houver alteração de PDM)

5 - Quanto ao nº de depósitos erradicados são pertença de empresas que estão autorizadas a ter reboque e que têm contratos com seguradoras, vão continuar a receber mas estão muito mais sensibilizados para não poderem desmantelar



Relativamente ao mês anterior, regista-se um aumento não despreciable do número de depósitos removidos (de 39 para 54), tendo as CCRR-Norte e Centro contribuído significativamente para este aumento mensal, com mais 5 e 7 depósitos erradicados, respectivamente. No cômputo geral, desde a assinatura do Protocolo (acontecimento que assinalou o arranque deste processo) foram erradicados 8% dos depósitos ilegais de VFV registados à data a nível nacional (Portugal Continental).

23-8-2008

PC

## Número de Certificados de Destruição Emitidos na Suécia desde 2000

26/01/2009 11:43 019262612

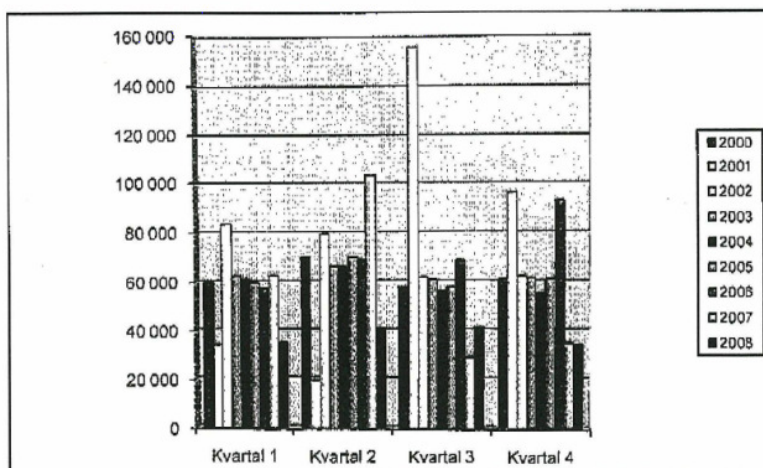
VÄGVERKET

SIDA 02/02



### Statistik av utfärdade skrotningsintyg

År	Kvartal 1	Kvartal 2	Kvartal 3	Kvartal 4	Totalt
2000	40 966	44 722	42 478	41 235	169 401
2001	33 870	19 475	155 185	95 684	304 214
2002	83 320	79 243	61 793	61 919	286 275
2003	62 143	66 341	60 937	61 318	250 739
2004	60 943	66 247	55 893	54 853	237 936
2005	59 450	70 000	57 436	60 670	247 556
2006	56 935	68 990	68 284	92 523	286 732
2007	62 229	102 883	28 831	34 670	228 613
2008	34 927	40 598	41 070	34 004	150 599



t:\Dokument\Bilskrotning\Statistik\Skrtningsintyg\Skrtningsintyg kvartalsvis från 2000.xls